



TEKNILLINEN TIEDEKUNTA

KEMIN KAUPUNGIN TAAJAMA-ALUEIDEN MAAPERÄN GEOKEMIALLINEN KARTOITUS

Pasi Alaraatikka

GEOTIETEET

Pro Gradu - tutkielma

Kesäkuu 2026

TIIVISTELMÄ

Kemin kaupungin taajama-alueiden maaperän geokemiallinen kartoitus

Pasi Alaraatikka

Oulun yliopisto, Geotieteiden tutkinto-ohjelma

Pro Gradu, 2026, 87 s.

Työn ohjaajat yliopistolla: Pertti Sarala (Oulun Yliopisto) & Risto Pöykiö (Kemin kaupunki)

Tässä tutkimuksessa selvitettiin Kemin kaupungin taajama-alueiden maaperän geokemiallisia taustapitoisuuksia sekä tarkasteltiin erityisesti PIMA-metallien esiintymistä kaupungin alueella. Tutkimuksen tavoitteena oli määrittää alueen luonnollisia taustapitoisuuksia, tunnistaa mahdollisia kohonneiden pitoisuuksien alueita sekä arvioida pitoisuuksiin vaikuttavia luonnollisia ja ihmistoiminnasta johtuvia tekijöitä.

Tutkimus toteutettiin yhteistyössä Kemin kaupungin kanssa vuosina 2025–2026 ja on jatkoa Suomen kaupunkialueiden geokemiallisten taustapitoisuuksien kartoitusta. Työssä perehdyttiin tutkimusalueen geologiaan, maalajeihin ja maankäyttöön sekä suunniteltiin näytteenottoverkosto Kemin kaupungin alueelle. Maaperänäytteet analysoitiin Eurofins Ahma- sekä Oulun yliopiston Oulu Mining Schoolin laboratorioissa. Näytteille tehtiin esikäsittelyä, rakeisuusanalyysi sekä pXRF-mittauksia, joiden tuloksia verrattiin laboratoriomäärittelyihin.

Tuloksia tarkasteltiin suhteessa alueen geologiseen taustaan, teolliseen toimintaan ja muihin mahdollisiin alkuainepitoisuuksiin vaikuttaviin tekijöihin. Tutkimus tuottaa ajantasaista tietoa Kemin kaupungin maaperän geokemiallisesta perustilasta ja tarjoaa lähtöaineistoa maaperän pilaantuneisuuden arviointiin, ympäristöselvityksiin sekä maankäytön suunnitteluun.

Asiasanat: geokemia, taustapitoisuus, maaperä, PIMA-metallit, pXRF, Kemi, taajamageokemia

ABSTRACT

Geochemical Mapping of Urban Soils in the City of Kemi

Pasi Alaraatikka

University of Oulu, Degree Programme of Geosciences

Master's thesis, 2026, 87 p.

Supervisors at the university: Pertti Sarala (University of Oulu) & Risto Pöykiö (City of Kemi)

This study investigated the geochemical background concentrations of soils in the urban areas of the City of Kemi, with a particular focus on the occurrence of PIMA metals. The objectives were to determine the natural background concentrations of elements, identify areas with potentially elevated concentrations, and assess the natural and anthropogenic factors influencing element distributions.

The study was conducted in collaboration with the City of Kemi during 2025–2026 and continues the geochemical background mapping of urban areas in Finland. The work included an examination of the geology, soil types, and land use of the study area, as well as the design of a sampling network within the City of Kemi. Soil samples were analyzed at the Eurofins Ahma- laboratory and the Oulu Mining School- laboratory at the University of Oulu. Sample preparation, grain-size analyses, and portable X-ray fluorescence (pXRF) measurements were carried out, and the pXRF results were compared with laboratory analyses.

The results were evaluated in relation to the geological background, industrial activities, and other factors potentially affecting element concentrations in the study area. The study provides up-to-date information on the geochemical baseline conditions of soils in the City of Kemi and offers valuable reference data for contaminated land assessment, environmental investigations, and land-use planning.

Keywords: background concentration, geochemistry, Kemi, PIMA-metals, pXRF, soil, urban geochemistry.

ALKUSANAT

Haluan esittää lämpimät kiitokseni Kemin kaupungille, jonka kanssa tämä projekti toteutettiin yhteistyössä. Kemin kaupungin tuki ja projektin rahoitus mahdollistivat työn toteuttamisen.

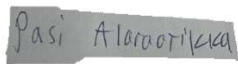
Kemin kaupungin puolelta projektiin osallistuivat Mika Grönvall, Paulus Rantajärvi ja erityisesti Risto Pöykiö. Hän oli suurena apuna näytteenoton toteuttamisessa maastossa sekä jakoi arvokasta tietoa ja asiantuntemusta tutkimusalueesta. Hänen neuvonsa ja käytännön apunsa olivat suuressa roolissa työn onnistumisen kannalta

Haluan myös osoittaa suuret kiitokseni työni ohjaajalle Pertti Saralalle asiantuntevasta, kannustavasta ja kärsivällisestä ohjauksesta työn kaikissa vaiheissa. Hänen tietotaitonsa sekä kenttä- että laboratoriotyöskentelyssä auttoi merkittävästi tutkimuksen toteuttamisessa ja työn loppuunsaattamisessa.

Haluan lisäksi kiittää kaivannaisalan opetus- ja tutkimusyksikkö Oulu Mining Schoolia ja Materiaalianalyysikeskusta (MAKE) tutkimuksen toteuttamisen mahdollistaneista puitteista. Kiitokset kuuluvat Sari Forssille, Matleena Rentolalle sekä Juhani Väisäselle heidän avustaan näytteiden käsittelyssä sekä niiden valmistuksen eri vaiheissa. Heidän opastuksensa olivat tärkeä osa tutkimuksen toteutusta.

Lisäksi haluan kiittää lähipiiriäni sekä opiskelijaystäviäni.

Tervola, 24.6.2026

A handwritten signature in black ink on a light-colored rectangular piece of paper. The signature reads "Pasi Alaraatikka".

Pasi Alaraatikka

SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ

ABSTRACT

ALKUSANAT

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO.....	8
2. TAUSTA.....	9
2.1 Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (PIMA).....	9
2.2 MASA-asetus	10
2.3 Taustapitoisuusrekisterit	10
2.4 Yleistä kartoituksista ja tutkimuksista = Geokemialliset taustapitoisuuskartoitukset	11
2.5 Taajama-alueiden taustapitoisuus tutkimukset	11
2.6 PIMA-alkuaineet.....	12
2.6.1 Antimoni.....	13
2.6.2 Arseeni.....	14
2.6.3 Elohopea	15
2.6.4 Kadmium	16
2.6.5 Koboltti.....	16
2.6.6 Kromi.....	17
2.6.7 Kupari	18
2.6.8 Lyijy.....	19
2.6.9 Nikkeli	20
2.6.10 Sinkki.....	21
2.6.11 Vanadiini.....	21
2.6.12 Muut PIMA-metallien liikkuvuuteen vaikuttavat alkuaineet	22
2.6.13 PAH & PCB.....	23
3. TUTKIMUSALUE	24
3.1 Kallioperä.....	24
3.2 Maaperä.....	27

3.3 Kemin Metalliprovinsi.....	29
4. PROJEKTIN VÄLIVAIHEET.....	32
4.1 Näytteenotto	32
4.2 Geokemialliset analyysit	36
4.3 Yliopistolla suoritettavat tutkimukset	37
4.3.1 Näytteiden kuivatus	37
4.3.2 Näytteiden seulonta	38
4.3.3 Näytteiden jauhaminen	38
4.3.4 Analyysinappien valmistus	38
4.4 Laadunvarmistus	39
4.5 Muut toimenpiteet	40
4.6 SSTP-arvo	41
4.7 Ph-arvo mittaus	42
4.8 Raekokoanalyysi	43
5. TULOKSET	44
5.1 Kaikki tutkitut alkuaineet	44
5.2 PIMA-asetuksen alkuaineet	46
5.3 PAH ja PCB	57
5.4 pXRF analyysin tulokset ja vertailu	58
5.5 Pitoisuudet maalajien mukaan.....	60
5.6 Pitoisuudet maankäytön mukaan.....	62
5.7 pH-mittaukset	64
5.8 Raekokoanalyysi	65
6. TULOSTEN TULKINTA	66
6.1 Maalajin vaikutus taustapitoisuuksiin	67
6.2 Maankäytön vaikutus tuloksiin	70
6.3 Alueelliset ja geologiset tekijät	71
6.4 pXRF-analyysi ja menetelmien vertailu.....	74
7. YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET	76
LÄHDELUETTELO	

MERKINNÄT JA LYHENTEET

GTK = Geologian tutkimuskeskus

HASU-maat = happamat sulfaattimaat

MAKE = Materiaalianalyysikeskus

OMS = Oulu Mining School

PAH-yhdisteet = Polysykliset aromaattiset hiilivedyt

PCB-yhdisteet = Polyklooratut bifenyylit

PIMA-asetus = Valtioneuvoston asetus maaperän puhdistustarpeen ja pilaantuneisuuden arvioinnista (VNa 214/2007)

ppm = Miljoonasosa

pXRF = Portable X-Ray Fluorescence analyzer eli suomeksi kannettava XRF-analysaattori

SSTP = Suurin suositeltu taustapitoisuus

TAPIR = Valtakunnallinen taustapitoisuusrekisteri

1. JOHDANTO

Tämän Pro Gradu -tutkielman tutkimuskohteena ovat Kemin kaupungin alueen geokemialliset taustapitoisuudet. Tutkimus toteutetaan yhteistyössä Kemin kaupungin kanssa, ja sen tavoitteena on selvittää taajama- ja luonnontilaisten alueiden pintamaan geokemiallisia taustapitoisuuksia sekä tunnistaa mahdollisia syitä kohonneille pitoisuuksille. Erityisenä tavoitteena on tuottaa kaupungin alueelle kattava taustapitoisuusaineisto, jota voidaan hyödyntää maankäytön suunnittelussa, kaavoituksessa sekä infra- ja kaupungin alueen eri rakennusprojekteissa. Yleisestikin Suomessa kaupungistumisen myötä kestävän maankäytön merkitys on korostunut, mikä lisää tarvetta geokemiallisille tutkimuksille ja niiden hyödyntämiselle kaupunkialueiden suunnittelussa.

Taustapitoisuustiedon avulla voidaan paremmin erottaa luontaiset pitoisuudet ihmistoiminnan aiheuttamasta kuormituksesta ja siten vähentää tarpeettomia maaperän puhdistustoimenpiteitä sekä niihin liittyvää resurssien käyttöä. Tutkimuksessa tarkastellaan useita eri alkuaineita, mutta pääpaino on PIMA-asetuksessa (VNa 214/2007) määritellyissä haitta-aineissa sekä PAH- ja PCB-yhdisteissä. Geokemiallisella taustapitoisuudella tarkoitetaan alkuaineen luontaista tai alueellisesti kohonnuttua pitoisuutta maaperässä. Tutkimuksessa vertaillaan Kemin alueen maaperän ja kallioperän geologisia ominaisuuksia saatuihin analyysituloksiin, sillä alueen kallioperä ja maalajit vaikuttavat merkittävästi alkuaineiden pitoisuuksiin. Lisäksi tarkastellaan maalajin ja maankäyttömuodon vaikutusta taustapitoisuuksiin sekä määritetään alkuaineille suositeltuja alueellisia taustapitoisuusarvoja.

Tutkimus perustuu valtakunnallisiin geokemiallisiin taustapitoisuuskartoituksiin ja PIMA-asetuksen mukaisiin maaperän pilaantuneisuuden arviointiperiaatteisiin. Näytteet kerätään kattavan näytteenottoverkon avulla eri puolilta Kemin kaupunkia ja analysoidaan sekä kaupallisessa laboratorioissa että Oulun yliopiston OMS-laboratorioissa. Lisäksi tutkimuksessa arvioidaan pXRF-laitteen soveltuvuutta raakanäytenappien analysointiin, josta on jo tutkimustuloksia (Hatakka ym. 2015; Jenkins ym. 2025).

2. TAUSTA

2.1 Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (PIMA)

Suomen maaperän suojelu ja pilaantuneisuuden arviointi perustuvat kansalliseen lainsäädäntöön, jonka keskeisiä säädöksiä ovat ympäristönsuojelulaki (527/2014) sekä sitä täydentävä valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista eli PIMA-asetus (VNa 214/2007). Ympäristönsuojelulain 135 § velvoittaa arvioimaan maaperän mahdollisen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen kohdekohtaisesti, kun taas PIMA-asetus määrittelee arvioinnissa käytettävät haitta-aineiden kynnysarvot sekä alemmat ja ylemmät ohjearvot, joihin verrataan alueellisia tuloksia (Ympäristöministeriö 2007). PIMA-asetuksen tavoitteena on yhtenäistää maaperän pilaantuneisuuden arviointia sekä tarkastella riskejä maankäytössä ja ympäristöolosuhteissa.

PIMA-asetuksen mukaan maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve arvioidaan vasta silloin, kun haitta-aineen pitoisuus ylittää alueen taustapitoisuuden, mikäli taustapitoisuus on kynnysarvoa suurempi. Tästä syystä luontaisesti maaperässä esiintyvien metallien kynnysarvot on asetettu yleensä mineraalimaan keskimääräistä luontaista pitoisuutta korkeammiksi, mutta kuitenkin tunnetun vaihteluvälin ylärajaa pienemmiksi (Tarvainen 2006).

Pilaantuneiden maa-alueiden tutkimuksen ja kunnostuksen kehittäminen Suomessa käynnistyi laajemmin SAMASE-projektin myötä (Puolanne ym. 1994). Vaikka PIMA-asetus ja ympäristönsuojelulaki ovat kansallisia säädöksiä, niiden kehitykseen ovat vaikuttaneet myös Euroopan unionin maaperänsuojeluun liittyvät tavoitteet ja periaatteet. European Commissionin (2006) julkaisema raportti *Soil Protection: The Story behind the Strategy* korostaa maaperänsuojelun merkitystä sekä yhtenäisten riskinhallintaperiaatteiden kehittämistä EU:n alueella. Lisäksi vuonna 2025 hyväksytty Soil Monitoring -direktiivi ((EU) 2025/2360) muodostaa ensimmäisen unionitason kehyksen maaperän seurannalle ja pilaantuneiden alueiden riskienhallinnalle sekä tukee

jäsenvaltioiden kansallisia seuranta- ja raportointijärjestelmiä (European Parliament & Council 2025).

2.2 MASA-asetus

MASA-asetus eli valtioneuvoston asetus eräiden jätteiden hyödyntämisestä maarakentamisessa (VNa 843/2017) säätelee tiettyjen jätteiden käyttöä maarakentamisessa ilman ympäristölupaa. Asetuksessa määritellään muun muassa hyödynnettävien materiaalien haitta-aineiden raja-arvot sekä tekniset ja ympäristölliset vaatimukset, joiden avulla pyritään ehkäisemään maaperän ja ympäristön pilaantumista. MASA-asetus liittyy läheisesti maaperän taustapitoisuuksien ja pilaantuneisuuden arviointiin, sillä maarakentamisessa käytettävien materiaalien haitta-ainepitoisuuksia verrataan asetuksessa määriteltuihin raja-arvoihin. MASA-asetus eroaa PIMA-asetuksesta siten että PIMA-asetus keskittyy maaperän pilaantuneisuuden arviointiin ja MASA-asetus taas jätteiden hyödyntämiseen maarakentamisessa.

2.3 Taustapitoisuusrekisterit

PIMA-asetuksen mukaan maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa tulee huomioida alueelliset taustapitoisuudet, jotka voivat koostua sekä luonnollisista geokemiallisista pitoisuuksista että laaja-alaisesta ihmistoiminnan aiheuttamasta hajakuormituksesta. Mikäli alueellinen taustapitoisuus ylittää PIMA-asetuksen kynnysarvon, käytetään taustapitoisuutta pilaantuneisuuden arvioinnin lähtöarvona. Suomessa näitä tietoja on koottu kansalliseen geokemialliseen taustapitoisuustietokantaan TAPIR:iin (Finnish National Geochemical Baseline Database), joka on Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) ja Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) yhteishankkeena kehitetty valtakunnallinen taustapitoisuusrekisteri. TAPIR sisältää tietoa maaperän, moreenin, humuksen ja muiden geologisten aineistojen alkuainepitoisuuksista, ja sitä voidaan käyttää maaperän taustapitoisuuksien sekä alueellisten geokemiallisten vaihteluiden arvioinnissa. Rekisteri on saatavilla GTK:n karttapalveluna ja toimii keskeisenä työkaluna maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa sekä geokemiallisten taustapitoisuuksien tulkinnassa (Jarva ym. 2010).

2.4 Yleistä kartoituksista ja tutkimuksista = Geokemialliset taustapitoisuuskartoitukset

Suomessa on toteutettu kaksi lähes koko maan kattavaa geokemiallista taustapitoisuuskartoitusta. Tutkimuksissa pääasiallisena näyttemateriaalina käytettiin moreenia, mikä selittyy sillä, että moreeni on Suomen yleisin maalaji. Näytteistä analysoitiin yleisesti käytetty $<0,06$ mm:n hienoainesfraktio, jota hyödynnetään laajasti myös muissa vastaavissa geokemiallisissa tutkimuksissa. Alkuaineiden määrittämisessä käytettiin pääosin kuningasvesiuuttoa, joka kuvaa sitä alkuaineiden enimmäismäärää, joka voi erittäin happamissa olosuhteissa liueta maaperästä luonnonympäristöön (Tarvainen 2002).

Ensimmäisessä valtakunnallisessa kartoituksessa näytetiheys oli keskimäärin yksi näyte 300 km² kohden (Koljonen 1992), kun taas myöhemmässä alueellisessa kartoituksessa näytetiheys oli huomattavasti tarkempi, noin yksi näyte 4 km² kohden (Salminen 1995). Näytteet kerättiin mahdollisimman luonnontilaisesta pohjamaasta, jotta tutkimuksissa saatiin mahdollisimman hyvä kuva alueiden luontaisista geokemiallisista taustapitoisuuksista. Tässä tutkimuksessa erityisesti Koljosen (1992) tuloksia käytetään vertailuaineistona, sillä myös Eklund (2008) hyödynsi kyseisiä aineistoja Suomen metalliprovinsien määrittelyssä.

2.5 Taajama-alueiden taustapitoisuus tutkimukset

Taajama-alueiden maaperä poikkeaa usein merkittävästi luonnontilaisista alueista, minkä vuoksi luonnollisia taustapitoisuuksia ei voida suoraan verrata rakennettujen ympäristöjen pitoisuuksiin. Luonnontilaisilla alueilla yleisimmät maalajit ovat hiekka ja moreeni, kun taas taajama-alueilla maaperä koostuu usein erilaisista täyttömaista ja kasvualustamateriaaleista, kuten mullasta. Täyttömaat voivat sisältää muualla syntynyttä maa-ainesta tai erilaisia rakennus- ja teollisuusperäisiä materiaaleja, minkä vuoksi niiden alkuainepitoisuudet voivat poiketa merkittävästi alueen luonnollisesta geokemiasta (Heikkinen 2000). Lisäksi täyttömateriaalit voivat olla peräisin täysin toiselta alueelta, jolloin maaperän pitoisuudet eivät välttämättä vastaa paikallisen kallioperän ja maalajien luontaisia pitoisuuksia.

Taajama-alueilla myös hajakuormituksen merkitys korostuu. Liikenne, teollisuus, energiantuotanto ja muu ihmistoiminta voivat aiheuttaa haitta-aineiden kertymistä pintamaahan ilmalaskeuman kautta (Tarvainen ym., 2006; Jarva ym., 2010). Myös maannoksen ikä ja se, kuinka pitkään maaperä on ollut häiriintymättömänä, vaikuttavat haitta-aineiden kertymiseen (Tarvainen ym. 2013). Kaupunkiympäristöissä esiintyy lisäksi suurempi riski PAH- ja PCB-yhdisteiden kertymiselle maaperään. Näitä yhdisteitä voi esiintyä luonnossa pieninä pitoisuuksina, mutta korkeammat pitoisuudet liittyvät yleensä ihmistoimintaan (Koivikko ym. 2024).

Suomessa on toteutettu useita taajama-alueiden geokemiallisia taustapitoisuustutkimuksia ympäristöviranomaisten ja maankäytön suunnittelun tueksi. Taustapitoisuustietoja hyödynnetään muun muassa maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa, kunnostushankkeissa, maa-ainesten hyötykäytön suunnittelussa sekä kaavoituksessa ja ympäristövaikutusten arvioinneissa (Jarva 2016). Erityisesti GTK on toteuttanut laajoja taajamageokemiallisia tutkimuksia esimerkiksi Helsingissä (Salla 1999 ja Salla 2010), Pietarsaaressa (Peltola 2003), Turussa (Salonen & Korkka-Niemi 2007), Espoossa (Tarvainen 2010 ja Jarva 2012), Hämeenlinnassa (Tarvainen 2011), pääkaupunkiseudulla (Tarvainen ym. 2013), Tampereella (Tarvainen ym. 2013), Heinolassa (Tarvainen et al. 2014), Lahdessa (Hatakka ym. 2014), Kuopiossa (Tornivaara ym. 2016), Oulussa (Tarvainen & Eklund 2017) ja Rovaniemellä (Valkama ym. 2016) minkä seurauksena Suomeen on muodostunut kattava tietopohja taajamien maaperän geokemiallisista taustapitoisuuksista. Tässä työssä perehdytään Kemian kaupungin alueella suoritettuun taustapitoisuuskartoitukseen (Pöykiö ym. 2025).

2.6 PIMA-alkuaineet

Tutkimuksessa tarkastellaan erityisesti PIMA-asetuksessa määriteltyjä haitta-aineita ja metalleja, minkä lisäksi mukana on muutamia muita alkuaineita, jotka sisältyivät käytetyn laboratorion analyysipakettiin. PIMA-metallien käyttäytymiseen maaperässä vaikuttavat niiden kemiallinen esiintymismuoto, maaperän ominaisuudet sekä ympäristöolosuhteet. Alkuaineiden liikkuvuus, sitoutuminen ja myrkyllisyys voivat vaihdella merkittävästi esimerkiksi pH:n, hapetus-pelkistysolosuhteiden ja orgaanisen

aineksen määrän mukaan (Reinikainen 2007). Lisäksi eri alkuaineiden yhteisvaikutukset voivat vaikuttaa niiden haitallisuuteen ja kulkeutumiseen maaperässä (Kunttu 2003).

PIMA-metallit käyttäytyvät maaperässä eri tavoin. Monet PIMA-metallit pidättyvät tehokkaasti hienorakeisiin maalajeihin ja orgaaniseen ainekseen, minkä vuoksi niiden pitoisuudet ovat usein korkeampia savi-, siltti- ja humuspitoisissa maissa kuin karkearakeisissa maalajeissa (Alloway 1995). Taajama-alueilla ihmistoiminnan seurauksena maaperään päätyneet metallit esiintyvät usein liukoisemmissa ja helpommin kulkeutuvissa muodoissa kuin luonnollisiin mineraaleihin sitoutuneet metallit, mikä voi lisätä ympäristö- ja terveysriskejä (Heikkinen 2000). Metallien liikkuvuus voi kuitenkin kasvaa maaperän happamoituessa tai hapetus-pelkistysolosuhteiden muuttuessa (Rose et al 1979). Tulokset osoittavat, että kaupungilla on merkittävä rooli joidenkin haitta-aineiden, kuten lyijyn, sinkin ja kuparin, rikastumisessa kaupungin alueelle (Biasoli 2006).

Antimonin, elohopean, kadmiumin ja lyijyn pitoisuudet ovat luonnontilaisessa maaperässä yleensä pieniä, mutta erityisesti taajamien pintamaissa pitoisuudet voivat kohota ilmalaskeuman ja muun antropogeenisen kuormituksen seurauksena. Näiden metallien osalta kynnysarvojen määrittelyssä on huomioitu myös ekologisesti haitattomat pitoisuustasot. Lisäksi erityisesti antimonin, arseenin ja koboltin on todettu voivan aiheuttaa pohjaveden pilaantumisriskiä jo alemmaa ohjearvoa pienemmissä pitoisuuksissa (Reinikainen 2007).

2.6.1 Antimoni

Antimoni on puolimetalli, jota käytetään muun muassa muoveissa, tekstiileissä, pigmenteissä, lasiteollisuudessa sekä lyijyakuissa ja ampumatarvikkeissa. Lisäksi sen käyttöä arvioidaan lisääntyvän puolijohdeteollisuudessa (Koljonen 1992). Ympäristöön antimonin vapautuu sekä luonnollisista lähteistä, kuten tulivuorista, pölystä ja metsäpaloista, että ihmistoiminnan seurauksena esimerkiksi teollisuudesta ja ampumaradoilta (Sundar & Chakravarty 2010). Antimoniyhdisteet ovat myrkyllisiä, ja osa niistä on haitallisia vesieliöille sekä mahdollisesti syöpävaarallisia. Antimonilla ei tunneta biologista tehtävää eliöissä (Filella ym. 2009).

Luonnossa antimoni esiintyy pääasiassa sulfidimineraaleissa, ja sen keskimääräinen pitoisuus maankuoressa on noin 0,2 mg/kg sekä moreenissa noin 0,3 mg/kg. Suomessa korkeimpia pitoisuuksia tavataan erityisesti Lapin vihreäkivivyöhykkeellä ja Keski-Suomen vulkaanisilla liuskealueilla (Koljonen 1992). Antimonin käyttäytymiseen maaperässä vaikuttavat erityisesti sen kemiallinen muoto, maaperän pH sekä hapetus-pelkistysolosuhteet. Antimonia pidetään suhteellisen liikkuvana alkuaineena, sillä sen pitoisuudet makeissa vesissä ovat usein korkeampia suhteessa ympäröivään kallioperään, mikä viittaa sen hyvään kulkeutuvuuteen luonnonympäristössä (Rose ym. 1979).

2.6.2 Arseeni

Arseeni on metallinen alkuaine, jota käytetään muun muassa puunkyllästysaineissa, maalipigmenteissa ja erilaisissa teollisuuden prosesseissa (Reinikainen 2007). Ympäristöön arseenia voi päätyä esimerkiksi ampumaradoilta, kaatopaikoilta, romuttamoilta sekä teollisuuden päästöistä ja jätteistä (Hallanaro ym. 2014). Arseeniyhdisteet ovat myrkyllisiä ja syöpävaarallisia, ja erityisesti liukoiset muodot ovat haitallisia vesieliöille ja kasveille. Arseenin haitallisuus riippuu sen kemiallisesta muodosta, hapetusasteesta ja pitoisuudesta (Heikkinen 2000).

Luonnossa arseeni esiintyy pääasiassa arseenikiisuna, ja se on voimakkaasti kalkofiilinen alkuaine, minkä vuoksi sen esiintyminen liittyy usein sulfideihin ja liuskeisiin (Koljonen 1992). Maankuoressa arseenin keskipitoisuus on noin 1,8 mg/kg ja moreenissa 3,4 mg/kg. Suomessa korkeimpia pitoisuuksia tavataan erityisesti Lounais- ja Keski-Suomen vulkaanis-sedimenttisillä alueilla, vihreäkivivyöhykkeillä sekä mustaliuskeissa, kun taas pienimmät pitoisuudet esiintyvät Lapin ja Itä-Suomen gneissialueilla (Koljonen 1992). Kallioperän vaikutus arseenipitoisuuksiin on merkittävä, ja arseenipitoisuuksien on havaittu kasvavan lähempänä kallionpintaa moreenikerroksen syvemmissä osissa (Loukola-Ruskeeniemi 2007).

Arseenin käyttäytymiseen maaperässä vaikuttavat erityisesti sen esiintymismuoto, hapetus-pelkistysolosuhteet sekä maaperän ominaisuudet. Arseenilla on voimakas taipumus sitoutua saveen, rautaoksideihin ja orgaaniseen ainekseen, minkä vuoksi hienorakeiset maalajit sisältävät yleensä enemmän arseenia kuin karkearakeiset maalajit

(Rose ym. 1979; Lahermo ym. 1990). Hapettavissa olosuhteissa arseenin kulkeutumista säätelee erityisesti sitoutuminen ja yhteissaostuminen rautaoksidien kanssa, kun taas pelkistävässä olosuhteissa arseeni voi muuttua liikkuvammaksi ja kulkeutua helpommin maaperässä ja vesistöissä (Rose ym. 1979).

2.6.3 Elohopea

Elohopea on erittäin haitallinen raskasmetalli, jota on käytetty muun muassa kaivostoiminnassa, sähkölaitteissa, paristoissa, mittalaitteissa, maaleissa, torjunta-aineissa sekä kloorin tuotannossa. Ympäristöön elohopeaa vapautuu erityisesti energiantuotannon polttoprosesseista, metalliteollisuudesta, jätteenkäsittely- ja polttolaitoksista sekä fossiilisten polttoaineiden käytöstä (Reinikainen 2007). Luonnollisia lähteitä ovat esimerkiksi tulivuorenpurkaukset, metsäpalot ja orgaanisen aineksen hajoaminen (Reinikainen 2007). Elohopean käyttöä on viime vuosikymmeninä vähennetty merkittävästi, minkä seurauksena myös ympäristöpitoisuudet ovat paikoin pienentyneet esimerkiksi vesistöissä ja kaloissa (Koljonen 1995).

Luonnossa elohopea esiintyy alkuaineena sekä epäorgaanisina ja orgaanisina yhdisteinä. Maaperässä se esiintyy yleisesti metallisena elohopeana, elohopeasulfideina tai metyylielohopeana, ja sen käyttäytymiseen vaikuttavat erityisesti kemiallinen esiintymismuoto, maaperän olosuhteet sekä orgaanisen aineksen määrä (He ym., 2019). Elohopea sitoutuu tehokkaasti orgaaniseen ainekseen ja sulfideihin, minkä vuoksi sitä kertyy erityisesti hienorakeisiin ja runsashumuksisiin maalajeihin (Kunttu 2003). Vaikka elohopean liikkuvuutta rajoittaa tehokas sitoutuminen orgaaniseen ainekseen, sitä pidetään suhteellisen liikkuvana alkuaineena erityisesti ilmakehässä ja vesiekosysteemeissä (Rose ym. 1979).

Salmisen ym. (2004) Barentsin alueen geokemiallisen aineiston perusteella humuskerroksessa voi paikoin esiintyä kynnysarvon ylittäviä elohopeapitoisuuksia, vaikka pohjamaassa pitoisuudet jäisivät alle kynnysarvojen. Tämä viittaa siihen, että elohopea kertyy tehokkaasti maaperän orgaaniseen pintakerrokseen ilmalaskeuman seurauksena. Suomessa elohopeapitoisia mineraaleja esiintyy erityisesti mustaliuskeissa. Maaperän elohopeapitoisuus on yleensä alle 0,05 mg/kg, ja pohjoisella itämerellä sedimenttien pitoisuudet vaihtelevat välillä 0,01–0,73 mg/kg (Kunttu 2003).

2.6.4 Kadmium

Kadmium on metallinen alkuaine, jota on käytetty muun muassa akuissa, paristoissa, metallien pintakäsittelyssä ja väripigmenteissä ja ympäristöön kadmiumia vapautuu erityisesti kaivos- ja metalliteollisuudesta, jätevesistä, jätteistä ja lietteistä, fossiilisten polttoaineiden käytöstä sekä liikenteestä ja ilmalaskeumasta (Heikkinen 2000). Vaikka kadmiumia esiintyy luonnollisesti maaperässä sulfidimineraalien rapautumisen seurauksena, suurin osa ympäristökuormituksesta on ihmistoiminnan aiheuttamaa.

Kadmium on haitallinen raskasmetalli, jonka liikkuvuutta maaperässä lisäävät erityisesti happamat olosuhteet sekä orgaanisen aineksen ja metalleja sitovien yhdisteiden vähäisyys. Hienorakeiset ja orgaanista ainesta sisältävät maalajit sitovat kadmiumia yleensä tehokkaammin kuin karkearakeiset maat. Kadmium on kuitenkin monia muita raskasmetalleja, kuten lyijyä ja kuparia, liikkuvampi ja kasveille helpommin käyttökelpoisessa muodossa (Alloway 1995). Kadmium rikastuu usein maaperän pintakerrokseen, mikä liittyy orgaanisen aineksen suureen määrään sekä ilmalaskeuman, lannoitteiden ja muun hajakuormituksen vaikutukseen (Alloway 1995).

Barentsin alueen geokemiallisen aineiston perusteella kadmiumpitoisuudet ovat usein suurempia humuskerroksessa kuin pohjamaassa, mikä viittaa ilmalaskeuman ja ihmistoiminnan vaikutukseen. Korkeimmat pitoisuudet ja kynnysarvojen ylitykset esiintyvät erityisesti taajama-alueilla (Salminen ym. 2004). Luonnossa kadmium esiintyy pääasiassa sulfidimalmeissa. Suomen maaperän pintaosissa kadmiumin keskipitoisuus on noin 0,11–0,38 mg/kg (Soveri 1977), ja moreenissa keskimäärin noin 1 mg/kg (Lahermo 1990). Korkeimpia luonnollisia pitoisuuksia esiintyy erityisesti Länsi-Suomen rannikon happamilla sulfaattimailla, mustaliuskealueilla sekä sinkkimalmiesiintymien yhteydessä (Heikkinen 2000).

2.6.5 Koboltti

Koboltti on metallinen alkuaine, josta käytetään muun muassa metalliseoksissa lento- ja konemoottoreissa, ladattavissa akuissa, magneeteissa, väriaineissa, maalien kuivausaineena sekä katalyyttinä öljy- ja kemianteollisuudessa. Ihmistoiminnan

seurauksena kobolttia voi päätyä maaperään erityisesti teollisuuden, jätteiden ja jätevesien kautta. (Reinikainen 2007)

Koboltti on eliöille tärkeä hivenaine, mutta osa kobolttiyhdisteistä on luokiteltu karsinogeenisiksi ja erittäin myrkyllisiksi vesieliöille. Koboltti voi pysyä liuenneena maaperässä, ja sen kulkeutumiseen vaikuttavat erityisesti pH, redox-olosuhteet sekä sitoutuminen saveen ja rauta- sekä mangaanioksideihin. Happamat olosuhteet sekä orgaanisen aineksen ja rautasaostumien vähäisyys lisäävät koboltin liikkuvuutta maaperässä (Srivastava ym. 2022; Reinikainen 2007).

Luonnossa koboltti esiintyy pääasiassa sulfideissa yhdessä raudan ja nikkelin kanssa sekä pieninä pitoisuuksina silikaatti- ja savimineraaleissa. Maankuoressa koboltin keskipitoisuus on noin 20 mg/kg, ja Suomen moreeniaineksessa koboltin keskipitoisuuden mediaani on 14,0 mg/kg, ja korkeimpia pitoisuuksia esiintyy erityisesti Pohjois-Suomen vihreäkivialueilla, kun taas pienimpiä pitoisuuksia tavataan rapakivigraniittien ja granitoidien alueilla. (Koljonen 1992).

2.6.6 Kromi

Kromi on metallinen alkuaine, jota käytetään Suomessa erityisesti teräksen valmistuksessa sekä nahka- ja kemianteollisuudessa ja puunsuojauksessa (Reinikainen 2007). Ihmistoiminnan seurauksena kromia voi päätyä maaperään metalliteollisuudesta sekä fossiilisten polttoaineiden ja jätteiden poltosta. Yleisin kromimineraali on kromiitti, jota louhitaan Suomessa Kemin kaivoksella (Huhtelin 2015).

Kromin tavallisimmat hapetusasteet luonnossa ovat +2, +3 ja +6 (Koljonen 1992). Kolmenarvoinen kromi on ihmiselle välttämätön hivenaine, mutta kuudenarvoinen kromi on liukoisena myrkyllinen ja karsinogeeninen. Maaperässä kromi esiintyy pääasiassa niukkaliukoisissa oksidi- ja silikaattimineraaleissa, mutta kuudenarvoinen kromi kulkeutuu maaperässä huomattavasti kolmenarvoista kromia helpommin. Kuudenarvoista kromia ei ole tavattu luontaisesti Suomen maaperässä, ja maaperään joutuneet kuudenarvoiset kromiyhdisteet pelkistyvät yleensä haitattomammiksi kolmenarvoisiksi yhdisteiksi (Reinikainen 2007). Hienoainesvaltaisissa maalajeissa

kromia esiintyy yleensä enemmän kuin karkearakeisissa maalajeissa suuremman sitoutumispinta-alan vuoksi.

Luonnossa kromi esiintyy pääasiassa mafisten ja ultramafisten kivien mineraaleissa. Maankuoressa kromin keskipitoisuus on noin 70 mg/kg, peridotiiteissä 2 300 mg/kg, gabroissa 250 mg/kg ja graniiteissa 10 mg/kg. Suomessa korkeimpia pitoisuuksia esiintyy Pohjois-Suomen mafisten vihreäkivien ja ultramafisten komatiittien alueilla, kun taas pienimpiä pitoisuuksia tavataan granitoidialueilla. Moreeniaineksessa kromin keskipitoisuuden mediaani on 60 mg/kg (Koljonen 1992). Pohjoisen Itämeren sedimenteissä kromipitoisuudet vaihtelevat välillä 73–85 mg/kg (Leivuori 2000).

2.6.7 Kupari

Kupari on metallinen alkuaine, jonka tavallisimmat hapetusluvut luonnossa ovat 0, +1, +2 ja +3. Suomessa kuparia käytetään muun muassa puutavaran kyllästysaineissa, metalliseoksissa ja väripigmenteissä. Ympäristöön kuparia vapautuu ihmistoiminnan seurauksena esimerkiksi lannoitteista, kaatopaikoista, teollisuus- ja yhdyskuntajätevesistä sekä metallinjalostuksen, kaivostoiminnan ja fossiilisten polttoaineiden käytön aiheuttamasta ilmalaskeumasta. Lisäksi puun, jätteiden ja fossiilisten polttoaineiden poltto lisää kuparin kertymistä erityisesti taajamien maaperään, missä pitoisuudet voivat olla moninkertaisia ympäröiviin maaseutualueisiin verrattuna (Alloway 1995).

Kupari on ihmisille, eläimille ja kasveille välttämätön hivenaine, mutta suurina pitoisuuksina haitallinen. Maaperässä kupari sitoutuu tehokkaasti orgaaniseen ainekseen sekä rauta-, alumiini- ja mangaanioksideihin, minkä vuoksi sen liikkuvuus on yleensä vähäistä. Happamat olosuhteet, sitovien ainesten vähäisyys sekä kuparin kompleksoituminen orgaanisiin ja epäorgaanisiin yhdisteisiin voivat kuitenkin lisätä sen kulkeutumista maaperässä (Kunttu 2003; Reinikainen 2007). Kupari on erityisen liikkuvaa happamissa maissa, vaikka se yleensä sitoutuu voimakkaasti maaperään (McLaren ym. 1973; Rose ym. 1979). Ihmistoiminnan seurauksena maaperään päätynyt kupari esiintyy usein liukoisemmassa muodossa kuin luonnollisiin mineraaleihin sitoutunut kupari (Heikkinen 2000).

Luonnossa kupari esiintyy pääasiassa sulfideina, erityisesti kuparikiisuna, mutta maaperässä myös oksideina, hydroksideina, karbonaatteina ja metallisena kuparina. Maankuoressa kuparin keskipitoisuus on noin 30 mg/kg, ja gabroissa sekä graniiteissa noin 12 mg/kg. Suomen moreeniaineksessa kuparin mediaanipitoisuus on noin 20 mg/kg (Koljonen 1992). Hienorakeiset ja humuspitoiset maalajit sisältävät yleensä enemmän kuparia kuin karkearakeiset ja happamat maat. Pohjoisen itämeren sedimenteissä kuparipitoisuudet vaihtelevat välillä 16–176 mg/kg, ja korkeimpia pitoisuuksia esiintyy varsinaisella Itämerellä (Leivuori 2000).

2.6.8 Lyijy

Lyijy on metallinen alkuaine, jonka tavallisimmat hapetusluvut luonnossa ovat 0, +2 ja +4. Sitä käytetään muun muassa maalipigmenteissä, metalliseoksissa, putkissa ja sähkökaapeleissa (Niini ym. 2007). Suomessa merkittäviä paikallisia lyijyn päästölähteitä ovat ampumaradat, akut, metalliteollisuus sekä historiallisesti liikenteessä käytetty lyijyllinen bensiini. Lyijyä kulkeutuu maaperään erityisesti ilmalaskeuman välityksellä, minkä vuoksi pitoisuuksia tavataan usein kohonneina kaupunki- ja teollisuusympäristöissä (Reinikainen, 2007; Niini ym., 2007).

Lyijy on ihmisille ja eliöille myrkyllinen raskasmetalli, joka kertyy ravintoketjuun. Maaperässä lyijy sitoutuu tehokkaasti orgaaniseen ainekseen sekä rauta-, alumiini- ja mangaanioksideihin ja savimineraaleihin, minkä vuoksi sen liikkuvuus on yleensä vähäistä. Lyijyä pidetään yhtenä heikoimmin liikkuvista raskasmetalleista, ja se kertyy usein maaperän orgaaniseen pintakerrokseen, voidaan sanoa jopa niin hitaaksi, että vapauduttuaan ympäristöön se on ikuinen (Alloway 1995). Lyijy kulkeutuu maaperässä hitaasti mutta voi levitä ilmakehässä pitkiä matkoja, mikä edistää sen kertymistä pintamaahan (Mu ym. 2026). Happamat ja hapettavat olosuhteet voivat kuitenkin lisätä lyijyn liukoisuutta ja kulkeutumista maaperässä (Kunttu 2003; Reinikainen 2007).

Luonnossa lyijyä esiintyy pääasiassa karbonaatti- ja sulfidimineraaleina, erityisesti lyijyhohteena, sekä vähäisessä määrin silikaattimineraaleihin sitoutuneena. Maankuoressa lyijyn keskipitoisuus on noin 15 mg/kg, gabroissa 4 mg/kg ja graniiteissa 20 mg/kg. Suomen moreeniaineksessa happoliukoisen lyijyn keskipitoisuus on noin 3,2

mg/kg (mediaani 2,5 mg/kg), ja korkeimpia pitoisuuksia esiintyy erityisesti Kaakkois-Suomen rapakivigraniittialueilla. (Koljonen 1992).

2.6.9 Nikkeli

Nikkeli on metallinen alkuaine, jota käytetään muun muassa metalliseoksissa, ruostumattoman teräksen valmistuksessa, akuissa, työkaluissa sekä sähkö- ja polttomoottoreissa. Ihmistoiminnan seurauksena nikkeliä voi päätyä maaperään erityisesti metalliteollisuudesta, kaivostoiminnasta, energiantuotannon tuhkista ja kuonista, liikenteen päästöistä, fossiilisten polttoaineiden käytöstä sekä fosforilannoitteista. Fossiilisten polttoaineiden poltto on yksi merkittävimmistä ilmakehän kautta tapahtuvan nikkeliuormituksen lähteistä (Alloway 1995).

Nikkeli on ihmisille, eläimille ja kasveille välttämätön hivenaine, mutta suurina pitoisuuksina ja tietyissä yhdisteissä se voi olla myrkyllinen ja karsinogeeninen (Alloway 1995). Luonnossa nikkeli esiintyy hapetusasteilla +1, +2 ja +3, joista +2 on yleisin ja pysyvin muoto. Nikkeli sitoutuu voimakkaasti rautaan ja rikkiin, minkä vuoksi sitä esiintyy luonnossa erityisesti sulfidimineraaleissa sekä rauta- ja silikaattimineraaleihin sitoutuneena. Maankuoressa nikkelin keskipitoisuus on noin 40 mg/kg, mutta pitoisuudet vaihtelevat huomattavasti eri kivilajeissa: peridotiiteissä pitoisuus voi olla noin 2000 mg/kg, gabroissa 130 mg/kg ja graniiteissa 5 mg/kg. Suomen moreeniaineksessa nikkelin keskipitoisuuden mediaani on 24,1 mg/kg, ja suurimpia pitoisuuksia esiintyy Pohjois-Suomen komatiitti- ja vihreäkivialueilla. (Koljonen 1992).

Maaperässä nikkelin liikkuvuutta säätelevät erityisesti maaperän happamuus, orgaanisen aineksen määrä sekä sitoutuminen rauta- ja savimineraaleihin. Happamissa olosuhteissa nikkeli liukenee ja kulkeutuu helpommin maaperässä, kun taas korkeammissa pH-olosuhteissa se sitoutuu tehokkaasti rautayhdisteisiin, orgaaniseen ainekseen ja savimineraaleihin (Heikkinen 2000; Alloway 1995). Nikkeliä pidetään suhteellisen heikosti liikkuvana alkuaineena, sillä sen kulkeutumista rajoittavat erityisesti yhteissaostuminen rautayhdisteiden kanssa sekä hydrolyysi neutraaleissa ja emäksisissä olosuhteissa (Rose ym. 1979). Hienorakeiset maalajit sisältävät yleensä enemmän

nikkeliä kuin karkearakeiset maat niiden suuremman adsorptiokapasiteetin vuoksi (Heikkinen 2000).

2.6.10 Sinkki

Sinkki on luonnossa yleinen metalli, joka esiintyy tavallisesti hapetusasteella +2. Sinkki on ihmisille, eläimille ja kasveille välttämätön hivenaine, mutta suurina pitoisuuksina se voi olla haitallinen erityisesti liukoisessa muodossaan (Rose ym. 1979). Ihmistoiminnan seurauksena sinkkiä päätyy maaperään erityisesti metalliteollisuudesta, fossiilisten polttoaineiden käytöstä, lannoitteista sekä liikenteestä, kuten autojen renkaiden kulumisesta. Teollisuudessa sinkkiä käytetään muun muassa teräksen ja raudan pinnoituksessa sekä messinkiseoksissa. Ihmistoiminnan seurauksena maaperään päätnyt sinkki esiintyy usein liukoisemmassa muodossa kuin luonnollisiin mineraaleihin sitoutunut sinkki (Heikkinen 2000).

Luonnossa sinkkiä vapautuu maaperään mineraalien rapautumisen seurauksena erityisesti mustaliuskeista, kiisuista ja silikaattimineraaleista. Maankuoressa sinkin keskipitoisuus on noin 80 mg/kg, gabloissa noin 100 mg/kg ja graniiteissa noin 50 mg/kg. Suomen moreeniaineksessa sinkin keskipitoisuuden mediaani on 57 mg/kg), kokonaismäärästä Korkeimpia luonnollisia pitoisuuksia esiintyy erityisesti Etelä-Suomen kiisumalmi-alueilla ja Lapin granuliittivyöhykkeillä. (Koljonen 1992).

Maaperässä sinkki on suhteellisen liikkuva ja biologisesti helposti saatavilla oleva metalli (Alloway 1995). Sen liikkuvuutta säätelevät erityisesti maaperän happamuus, orgaanisen aineksen määrä sekä sitoutuminen rauta- ja mangaanisaostumiin ja savimineraaleihin. Sinkki liikkuu helpoimmin happamissa maaperissä, kun taas mangaanioksidit ja orgaaninen aines voivat rajoittaa sen kulkeutumista sitomalla sitä maaperään (Rose ym. 1979). Hienorakeiset maalajit sisältävät yleensä enemmän sinkkiä kuin karkearakeiset maat niiden suuremman adsorptiokapasiteetin vuoksi.

2.6.11 Vanadiini

Vanadiini on metallinen alkuaine, jota käytetään muun muassa teräksen ja muiden metalliseosten valmistuksessa sekä erilaisissa kemianteollisuuden tuotteissa.

Ihmistoiminnan seurauksena vanadiinia voi päätyä maaperään erityisesti fossiilisten polttoaineiden käytöstä, öljynjalostuksesta, kivihiilen poltosta sekä teollisuuden päästöjen ja metallijätteen kautta (Kabata-Pendias, 2011). Vanadiinin korkeammat hapetusasteet ovat yleensä haitallisempia. Vaikka vanadiinilla on ihmiselle vähäinen biologinen merkitys hivenaineena, suurina pitoisuuksina se voi olla haitallinen (Kabata-Pendias, 2011).

Luonnossa vanadiini esiintyy pääasiassa mafisissa ja ultramafisissa mineraaleissa yhdessä raudan kanssa, minkä vuoksi maaperän vanadiinipitoisuudet heijastavat usein alueen kallioperän koostumusta. Maankuoressa vanadiinin keskipitoisuus on noin 100 mg/kg, gabroissa noin 260 mg/kg ja graniiteissa noin 70 mg/kg (Koljonen, 1992).

Suomen moreeniaineksessa vanadiinin keskipitoisuuden mediaani on 79 mg/kg, ja suurimpia pitoisuuksia esiintyy Pohjois-Suomen mafisten ja ultramafisten kivien alueilla sekä osin svekokarjalaisten liuskeiden alueilla. Pienimpiä pitoisuuksia tavataan Keski- ja Etelä-Suomen granitoidialueilla (Koljonen, 1992; Salminen ym., 2005).

Maaperässä vanadiini sitoutuu tehokkaasti savimaannoksiin, orgaaniseen ainekseen sekä rauta- ja mangaanisaostumiin, minkä vuoksi sen liikkuvuus on yleensä melko vähäistä. Vanadiinin käyttäytymiseen vaikuttavat erityisesti maaperän happamuus sekä hapetus-pelkistysolosuhteet (Heikkinen ym., 2000). Vanadiini sitoutuu voimakkaimmin maaperään happamissa olosuhteissa, erityisesti noin pH 4:ssa, ja suuri osa maaperän vanadiinista on sitoutuneena orgaaniseen ainekseen (Heikkinen ym., 2000).

2.6.12 Muut PIMA-metallien liikkuvuuteen vaikuttavat alkuaineet

Tutkimus keskittyy PIMA-metallien pitoisuuksiin, mutta niiden käyttäytymisen tulkinnassa tarkastellaan myös muita alkuaineita. Rauta-, mangaani- ja alumiinioksidit sitovat tehokkaasti metalleja ja vaikuttavat niiden liikkuvuuteen maaperässä (Alloway, 1995). Lisäksi vanadiinia ja titaania voidaan käyttää kallioperän vaikutusta kuvaavina indikaattorialkuaineina (Koljonen, 1992). Mangaanioksidit ovat erityisen merkittäviä, sillä ne voivat hapettaa kolmenarvoista kromia haitallisempaan ja liikkuvampaan kuudenarvoiseen muotoon (Bartlett & James, 1979). Näiden alkuaineiden tarkastelu

auttaa arvioimaan, ovatko havaitut metallipitoisuudet luonnollista alkuperää vai ihmistoiminnan aiheuttamia.

2.6.13 PAH & PCB

Polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH) ja polyklooratut bifenyyliit (PCB) ovat pysyviä orgaanisia haitta-aineita, joita voi esiintyä maaperässä erityisesti taajama- ja teollisuusalueilla. PAH-yhdisteitä muodostuu pääasiassa orgaanisen aineksen epätäydellisessä palamisessa, kun taas PCB-yhdisteitä on käytetty muun muassa sähköteollisuudessa eriste- ja lämmönsiirtonesteinä. Molemmat yhdisteryhmät ovat ympäristössä hitaasti hajoavia, voivat kertyä maaperään pitkäaikaisesti ja aiheuttaa haittaa ympäristölle sekä terveydelle. Taajama-alueilla PAH- ja PCB-yhdisteitä voi kulkeutua maaperään ilmalaskeuman, teollisen toiminnan, liikenteen sekä erilaisten täyttö- ja jätemaiden mukana. (Niini ym. 2007; Heikkinen, 2000).

3. TUTKIMUSALUE

Kemin kaupunki sijaitsee Perämeren rannalla ja on antanut nimensä myös Suomen pisimmälle joelle, Kemijoelle, jonka suistossa kaupunki sijaitsee. Maapinta-alalta Kemi on Lapin maakunnan kunnista pienin ja asukastiheys on suuri, sillä asutus on keskittynyt pääosin taajama-alueelle (19 332 asukasta vuonna 2025). Tutkimus itsessään on laajuudeltaan pyritty asettamaan koko Kemin kaupungin alueelle, kuitenkin näytepistetiheys korotettuna taajama-alueilla.

Kemin kaupunki sijaitsee monipuolisen liikennekäynnin solmukohdassa. Kaupungin kautta kulkevat valtatie- ja raideliikenneyhteydet yhdistävät sen Tornioon ja Ruotsiin lännessä, Rovaniemelle pohjoisessa sekä Ouluun etelässä. Kemi-Tornion lentoasema on lentoliikenteen käytössä ja tuo omaa merkitystään Kemin kaupungille. Kemin satama Ajoksessa on Suomen pohjoisin laivaliikenteen käyttämä tavaraliikenteen satama. Meri-Lapin alueella on myös paljon raskasteollisuutta, josta voidaan suurimpana esimerkkinä ottaa Outokumpu Oyj:n Tornion terästehdas. Teollisuus, satamatoiminnot ja vilkas liikenne voivat osaltaan vaikuttaa alueen maaperän geokemiallisiin pitoisuuksiin ja antropogeeniseen kuormitukseen. Kemissä on ollut pitkään metsäteollisuutta mm. Kemijoen uittojen sekä paperitehtaiden myötä. Lisäksi Kemin kaupungin pohjoispuolella on toiminut 1960-luvulta lähtien Euroopan suurin kromikaivos.

3.1 Kallioperä

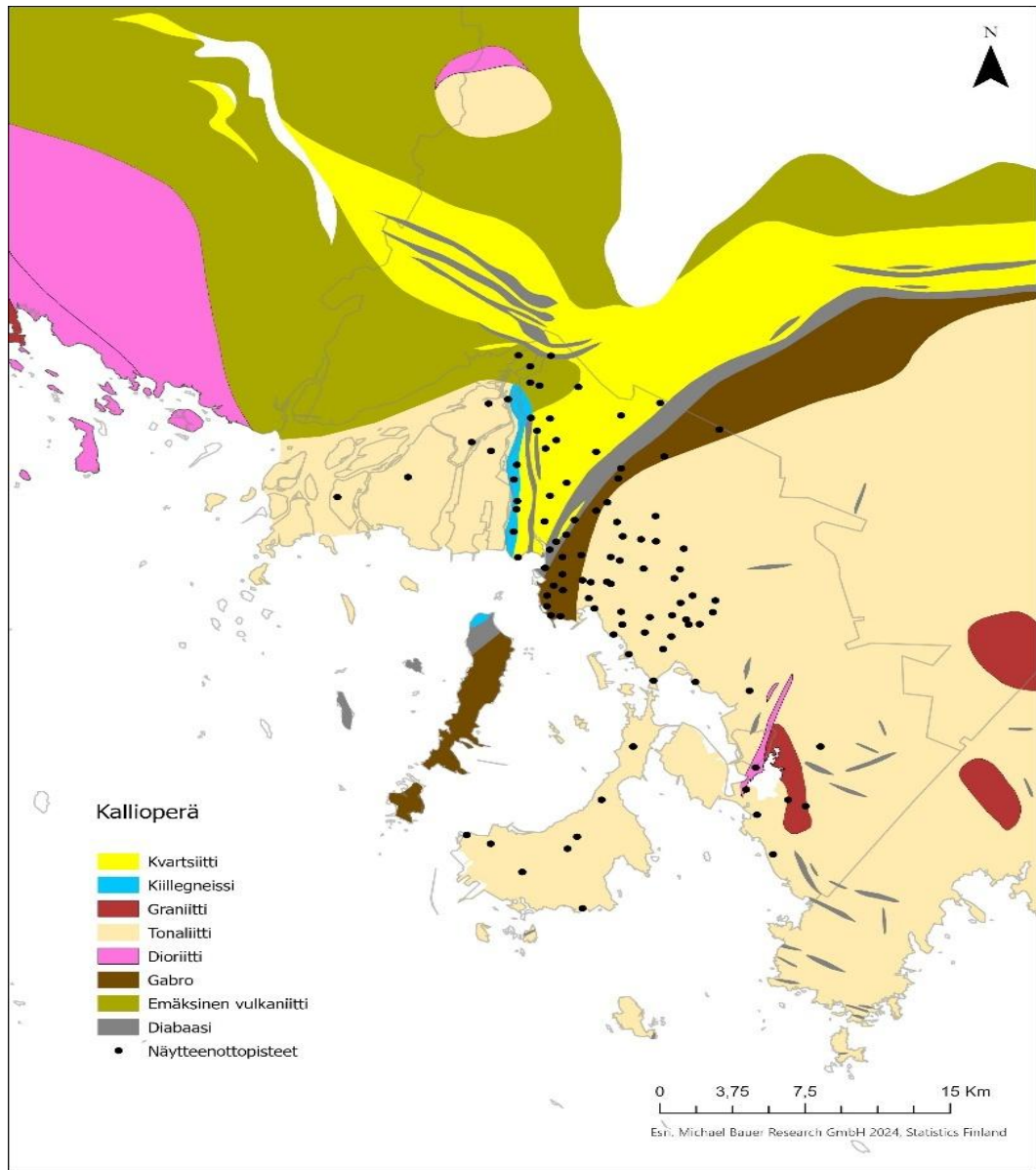
Maaperän koostumus on vahvasti yhteydessä alueen kallioperään, minkä vuoksi kallioperän vaihtelut heijastuvat myös maaperän geokemiallisiin pitoisuuksiin (Salminen 2000; Salonen & Korkka-Niemi 2007). Suomessa kallioperä vaihtelee alueellisesti huomattavasti, mikä mahdollistaa maaperän alkuainepitoisuuksien tarkastelun ja ennakkoinnin geologisen taustan perusteella. Kemin kaupungin alue sijoittuu geologisesti merkittävään kohtaan, jossa esiintyy useita erilaisia kivilajiyksiköitä ja metallipitoisia muodostumia.

Kemin alueen kallioperä (Kuva 1) kuuluu Fennoskandian kilpeen ja koostuu pääasiassa arkeeisista peruskivistä sekä paleoproterotsooisista yksiköistä, kuten Peräpohjan

liuskekivivöhykkeestä. Alueen kivilajit muodostuvat muun muassa kovametamorfisointuneista metasedimenteistä, kuten kvartsiiteista ja liuskeista, migmatisoituneista gneisseistä sekä graniiteista. Näitä vanhempia kivilajeja leikkaa mafinen–ultramafinen kerrosintruusio, johon liittyy Kemin merkittävä kromiittiesiintymä (Perttunen 1991; Huhtelin 2015). Tutkimusalueella esiintyy lisäksi mafisia intruusioita, kuten gabroa ja gabbronoriittia, ultramafisia yksiköitä, kuten peridotiittia ja kromiittipitoisia kiviä, sekä intermediaarisia intruusioita, kuten dioriittia. Alueella tavataan myös kiillegneissejä ja metamorfisointuneita mafisia vulkaniitteja.

Kemin kerrosintruusio ja siihen liittyvä kaivos muodostavat Euroopan ainoan kromikaivoksen, jonka malmia käytetään ferrokromin valmistuksessa Tornion terästehtaalla. Esiintymä sijaitsee noin 2,4 miljardia vuotta vanhassa kerrosintruusiossa, joka koostuu alemmasta ultramafisesta ja ylemmästä gabbroisesta osasta. Intruusion paksuus on keskiosassa noin 1,9 kilometriä ja kokonaispituus noin 22 kilometriä. Keskimäärin 40 metriä paksu kromiittiesiintymä on jyrkästi luoteeseen viettävä (noin 70°), lähes pystysuora ja useiden kilometrien pituinen. Malmin syvyysulottuvuus on avoin. Malmin kromioksidipitoisuus on noin 26–29 %. (Huhtelin 2015)

Kemin kaivos toimi vuoden 2005 loppuun saakka avolouhoksena, jonka jälkeen koko kaivostoiminta siirtyi maanalaiseen toimintaan. Kaivoksen tuotannon tuplaaminen tehtiin vuosina 2010–2013, jolloin aiempi runsaan miljoonan malmitonnin vuosituotantokapasiteetti kasvoi 2,7 miljoonaan malmitonniin. Malmin rikastus tapahtuu kaivosalueella ja kuljetus kuorma-autoilla Tornion ferrokromitehtaalle. Ennen vuoden 2005 loppua rikaste kuljetettiin rautateitse.



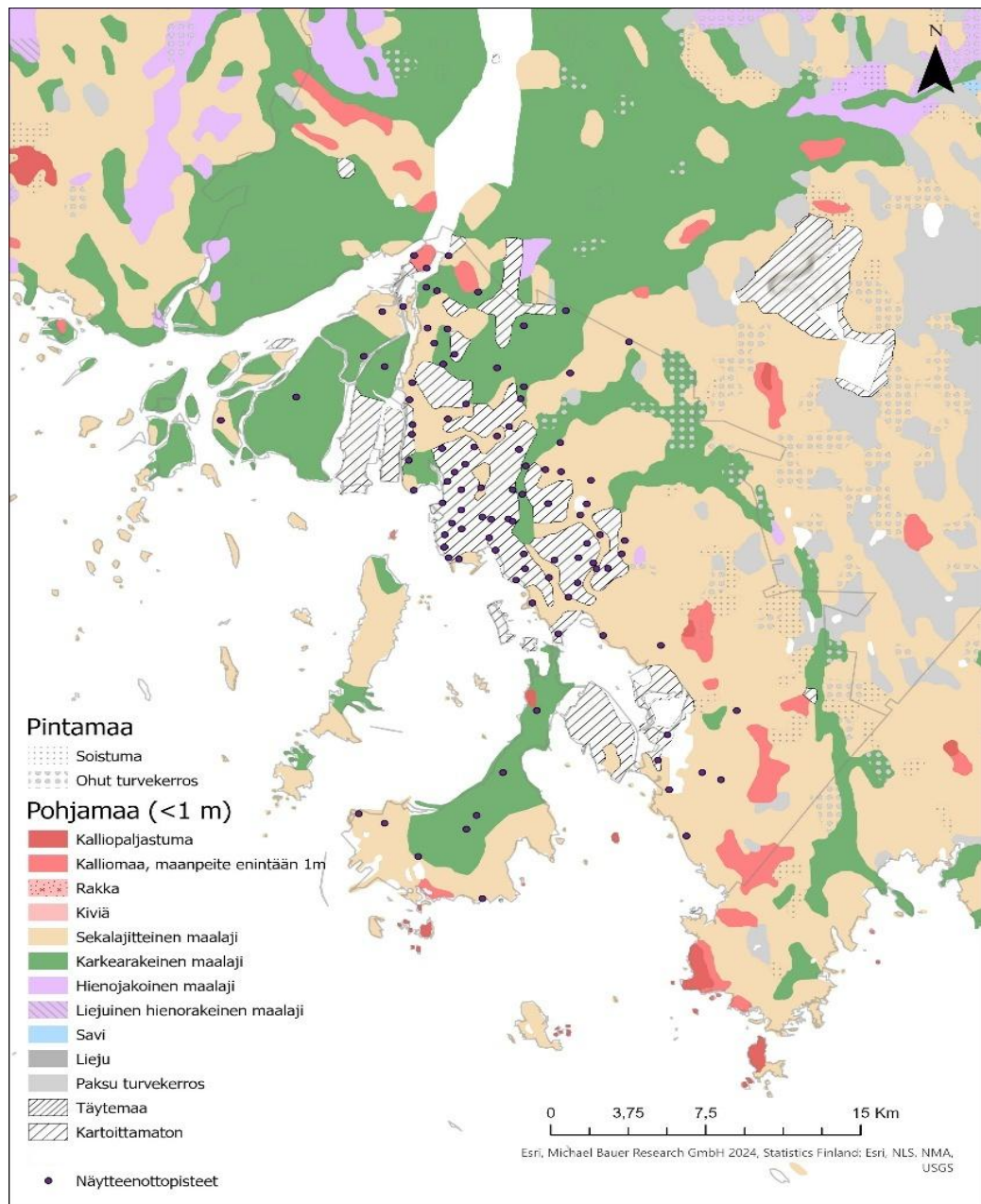
Kuva 1. Kemin kaupungin kallioperä kartta ja näytteenottopisteet. Pohjakartta: Geologian tutkimuskeskus (GTK), Kallioperä 1:100 000 -aineisto, CC BY 4.0. Muokannut Pasi Alaraatikka.

3.2 Maaperä

Maaperän koostumus vaikuttaa merkittävästi alueen geokemiallisiin taustapitoisuuksiin sekä haitta-aineiden liikkuvuuteen. Haitta-aineiden kulkeutumisnopeus maaperässä on vahvasti yhteydessä maalajin vedenläpäisevyyteen, minkä vuoksi erityisesti karkearakeisissa jokikerrostumissa haitta-aineiden liikkuminen voi olla huomattavaa (Heikkinen 2000). Kemin alueen maaperä (Kuva 2) on pääosin viimeisimmän jääkauden muovaamaa, ja kaupunkia ympäröivät laajat moreenikerrostumat, joiden koostumus vaihtelee hiekkaisesta soraiseen.

Alueella esiintyy paikoin myös jäätikköjokikerrostumia, kuten hiekka- ja soramuodostumia, jotka ovat geologisesti merkittäviä pohjaveden muodostumisalueita ja maa-ainesvaroja. Kemijoen kuljettamat hienoainekset ovat kerrostuneet joen suistoalueelle muodostaen saaria ja suistokerrostumia, kuten Sotisaaren alueen. Turvekerrostumia esiintyy erityisesti painanteissa ja heikosti vettä läpäisevien maalajien päällä soistuneilla alueilla. Lisäksi Kemin alueella tavataan paikoin karkean ja hienon hiedan kerrostumia esimerkiksi Paattion ja Takajärven alueilla. Kalliopaljastumia esiintyy suhteellisen vähän, pääosin moreenipeitteen ohenemiskohdissa ja korkeammilla alueilla. Maapeitteen paksuus vaihtelee ja seuraa kallioperän pinnanmuotoja ollen paksuinta jokilaaksoissa ja alavilla rannikkoalueilla.

Veiksel-jääkauden vaikutus näkyy Kemin ja koko Perämeren alueen maaperässä edelleen maankohoamisena. Jäätikön aiheuttaman kuormituksen poistuttua maankuori kohoaa Perämeren alueella nykyisin noin 7 – 9 mm vuodessa, mikä paljastaa jatkuvasti uusia maa-alueita myös Kemin seudulla (Bilker-Koivula ym. 2021). Maankohoamiseen liittyvät happamat sulfaattimaat ovat alueella geokemiallisesti merkittäviä. Ne ovat muodostuneet muinaisen Litorinameren rikkipitoisista sedimenteistä, jotka hapettuessaan vapauttavat happamuutta ja liuottavat metalleja maaperään. Happamoituminen voi lisätä monien metallien liukoisuutta ja liikkuvuutta sekä nostaa niiden pitoisuuksia maaperässä ilman varsinaista ihmistoiminnan aiheuttamaa kuormitusta (Autio ym. 2022).



Kuva 2. Kemin kaupungin maaperä kartta ja näytteenottopisteet. Pohjakartta: Geologian tutkimuskeskus (GTK), Maaperä 1:20 000 / 1:50 000-aineisto, CC BY 4.0. Muokannut Pasi Alaraatikka.

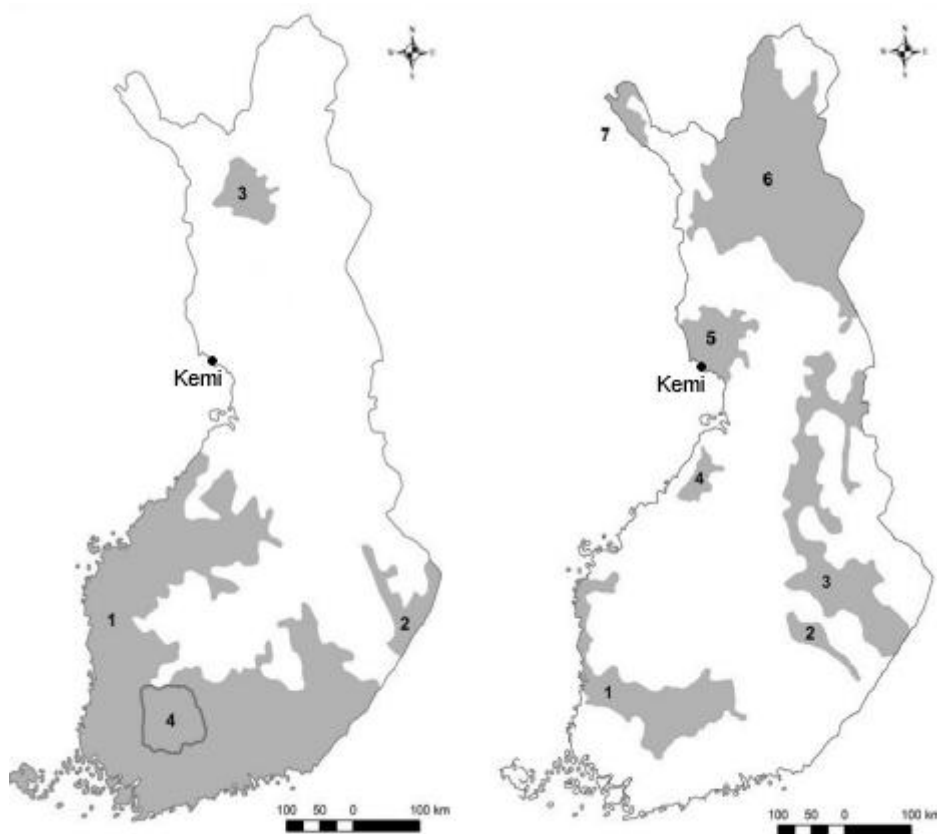
3.3 Kemin Metalliprovinssi

Alkuaineita esiintyy luonnostaan ympäristössä ja niiden pitoisuudet vaihtelevat alueellisesti erityisesti kallioperän, maalajin ja muiden geologisten tekijöiden vuoksi. Erityisesti maalajin savipitoisuudella on suuri vaikutus alkuainepitoisuuksiin, sillä hienorakeiset maalajit sitovat yleisesti metalleja tehokkaammin kuin karkearakeiset maat (Eklund 2008). Suomessa taustapitoisuuksien arvioinnissa hyödynnetään GTK:n valtakunnallisten geokemiallisten kartoitusten analyysituloksia, jotka perustuvat pääasiassa pohjamaan moreeniaineistoon (Koljonen 1992; Salminen 1995).

PIMA-asetuksen (VNa 214/2007) mukaan tutkittavan alueen taustapitoisuudet tulee selvittää näytteistä, jotka kuvaavat mahdollisimman hyvin alueen luonnollisia maaperäolosuhteita. Mikäli alueen luontainen taustapitoisuus ylittää asetuksessa määritetyn kynnysarvon, voidaan pilaantuneisuuden arvioinnissa käyttää alueelle ominaista korkeampaa taustapitoisuutta kynnysarvon sijasta (VNa 214/2007).

Alempi ohjearvo tarkoittaa pitoisuutta, jonka ylittyessä maaperää voidaan pitää pilaantuneena muilla kuin teollisuus-, varasto- tai liikennealueilla, ellei kohdekohtaisella riskinarvioinnilla toisin osoiteta. Ylemmän ohjearvon ylittyessä maaperää voidaan pitää pilaantuneena myös teollisuusalueilla (Ympäristöministeriö 2007).

Eklund (2008) jakoi Suomen seitsemään taustapitoisuusprovinssialueisiin (Kuva 3), joissa PIMA-asetuksen alkuaineiden taustapitoisuudet ovat luontaisesti muuta maata korkeampia. Metalliprovinssit eivät kuvaa yksittäisten alkuaineiden esiintymistä, vaan ne perustuvat usean alkuaineen yhteisvaihteluun. Tämän vuoksi niiden pitoisuuserot ympäröiviin alueisiin eivät aina ole yhtä selkeitä kuin yksittäisiin alkuaineisiin perustuvissa provinseissa. Provinssien tarkoituksena on helpottaa arviointia siitä, johtuuko maaperässä havaittu pitoisuus luonnollisesta geologisesta taustasta vai mahdollisesti ihmistoiminnasta. Samalla määritettiin pitoisuustasoja, joita voidaan pitää alueille ominaisina hyväksyttävinä taustapitoisuuksina. Useilla alueilla provinssien rajautuminen liittyy selvästi kivilajivyöhykkeisiin ja tunnettuun malmi- ja mineralisaatiogeologiaan, kuten esimerkiksi Pirkanmaan superprovinssissa.



Kuva 3. Suomen arseeniprovinssit vasemmalla: 1. Etelä-Suomen arseeniprovinssi, 2. Ilomantsin arseeniprovinssi, 3. Kittilän arseeniprovinssi ja 4. Etelä-Pirkanmaan ja Hämeen arseeniprovinssi.

Suomen metalliprovinssit oikealla: 1. Pirkanmaan metalliprovinssi, 2. Varkauden metalliprovinssi, 3. Koillismaan metalliprovinssi, 4. Oulaisten metalliprovinssi, 5. Kemin metalliprovinssi, 6. Ylä-Lapin metalliprovinssi ja 7. Käsivarren metalliprovinssi.

Kuva modifioitu Jarva ym. 2010.

4. PROJEKTIN VÄLIVAIHEET

Projektin fyysisin vaihe eli näytteenotto järjestettiin vuonna 2025 kesäkuu-heinäkuu välisenä aikana. Näytteenotto suoritettiin Kemin kaupungin alueella monipuolisesti urbaaneista ympäristöistä sekä koskemattomista luonnontiloista. Määrällisesti näytteitä oli 100 kpl sekä 10 duplikaattinäytettä laadunvarmistusta varten. Näytteenotto alueelta otettiin myös 10 kpl näytteitä PAH/PCB-analyysiin. Kaikki nämä menivät Eurofins:n laboratorioon tutkittavaksi.

Oulun yliopistossa suoritettuihin tutkimuksiin otettiin myös 100 kpl maaperänäytteitä ja 10 kpl laadunvarmistusta varten. Lisäksi otettiin raekokoanalyysiä varten maaperä näytteitä sekä suoritettiin pH-mittaus maaperänäytteille. Näytenapit valmistettiin OMS- sekä MAKE- laboratorioissa.

4.1 Näytteenotto

Itse näytteenotto suoritettiin suunnittelemalla ensin kattava näytteenottosuunnitelma, joka mahdollistaa laajan kuvan näytteenottoalueen pinta-alaan katsottuna ja jossa olisi monipuolisesti eri maalajeja. ArcGIS pro-ohjelmalla tehtiin alustava näytepisteverkosto, apuna käyttäen Kemin kaupungin karttapalvelun uusia sekä vanhoja taustakarttoja ja hyödynnettiin GTK:n karttapalvelun erilaisia karttapohjia, jotta saataisiin hyvät taustatiedot näytepaikkojen valitsemiseksi.

Näytteenotto suoritettiin kaivamalla lapiolla noin 30 cm syvyinen kuoppa, jonka yksi seinämä puhdistettiin muovilastalla (Kuva 4). 10 cm syvyydeltä puhtaasta seinämästä irroitetaan kumihanskat kädessä muovilapiolla maannosta 300 g – 500 g. Jokaisesta pisteestä otettiin kaksi erillistä näytettä, joista toinen meni Eurofins:lle ja toinen Oulun yliopiston tiloissa suoritettaviin tutkimuksiin. Huolellisen irroituksen jälkeen Eurofins:lle menevä aines siirrettiin RILSAN©-pusseihin, jotka ovat suositeltuja maaperänäytteenottoon (GWM-Engineering Oy 2025).



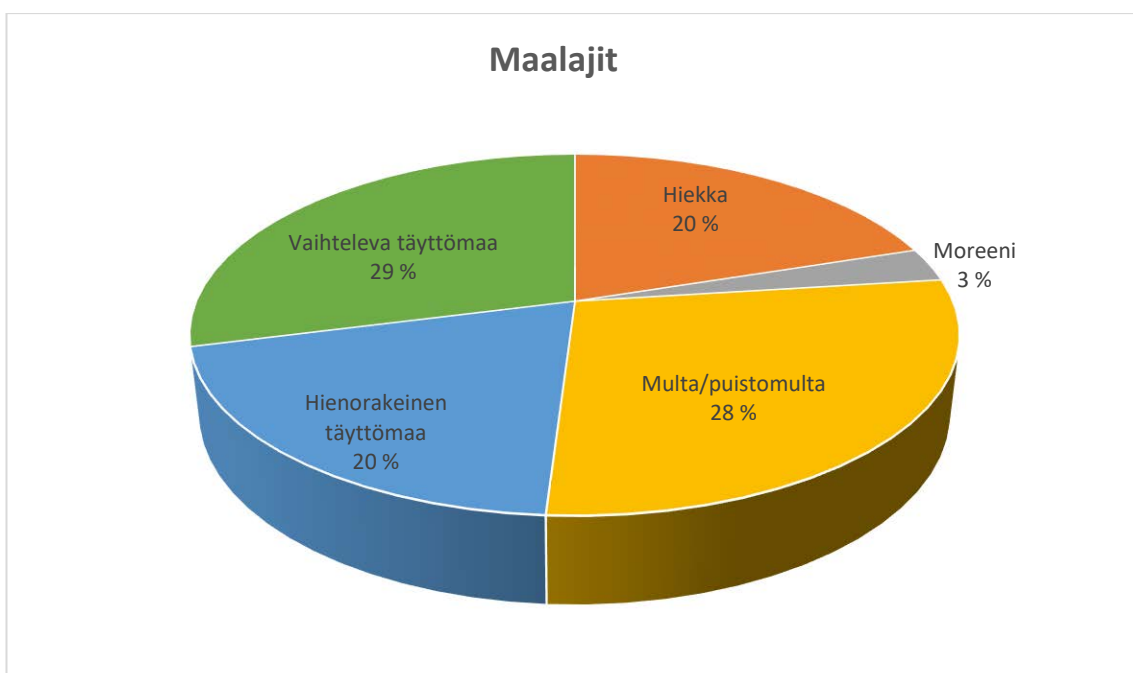
Kuva 4. Kuva kaivetusta näytteenottokuopasta. Kuvassa 30 cm syvyinen kuoppa, jonka maa-aines määriteltiin hienojakoiseksi täyttömaaksi. Kuva: Pasi Alaraatikka.

Verkoston lähtökohtana oli koko kaupungin alueen maaperätutkimus painottuen Kemin keskustaa kohti. Tarkka paikka näytteenotolle valittiin kentällä paikallisten olosuhteiden (maanpinnan muoto, kulkuväylien sijainti, nurmikko vs mineraalimaa jne.) ja alueen saavutettavuuden perusteella. Tarkoituksena oli saada myös kattavasti näytteitä erilaisilta maankäyttöalueilta (Kuva 5). Alueella, josta näyte otettiin, suoritettiin valokuvaus ennen ja jälkeen kuopan kaivamista. Lisäksi otettiin useita valokuvia kaivannon seinämistä dokumentointia ja myöhempää tarkastelua varten. Pisteestä otettiin ylös näytetunnus, päivämäärä, koordinaatit, näytteenottaja, maankäyttömuoto, maalaji sekä muuta hyödyllistä lisätietoa.

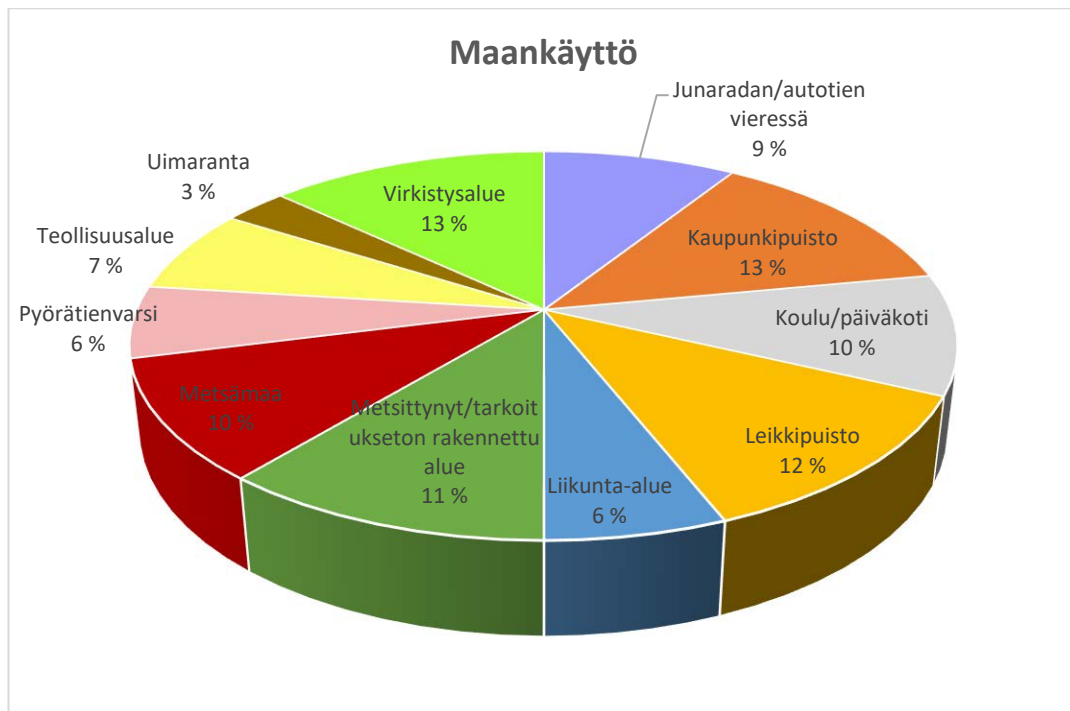


Kuva 5. Kuvissa näytteenottopaikkoja: ulkokuntosalilta lähellä uimarantaa, vanhan kirkon pihalta, ravintolan edusta kaupungin keskustassa ja koulualueelta. Kuvat: Pasi Alaraatikka.

OMS-laboratoriossa suoritettaviin tutkimuksiin menevät näytteet otettiin Minigrip®-pusseihin. Silmämääräisesti erilaisista maannoksista (Kuva 6.) otettiin myös raekokoanalyysiin noin 1 kg maaperänäytettä. Maankäyttömuodot otettiin myös näytteenotossa huomioon (Kuva 7.). Noin joka 10. näytepisteen kohdalla otettiin lisäksi rinnakkaisnäytteet sekä joistain erillisestä kymmenestä pisteestä maaperänäyte PAH- ja PCB-yhdisteiden analysointiin sekä yhdestä pisteestä rinnakkaisnäyte niille. Näytteenotossa noudatettiin geologisten tutkimuslaitosten määäämiä ohjeistuksia (EuroGeoSurvey, 2015) jotka ovat yleisessä käytössä esimerkiksi GTK:lla.



Kuva 6. Kemin maaperäkartoituksen tutkimuksessa määritellyt maalajit ja niiden lukumäärät.



Kuva 7. Kemijoen maaperäkartoituksen tutkimuksessa määritellyt maankäyttömuodot ja niiden lukumäärät.

4.2 Geokemialliset analyysit

Eurofins-laboratorioon toimitettiin analysoitavaksi yhteensä 100 kpl maaperänäytteitä, 10 kpl rinnakkaisnäytteitä sekä 10 kpl PAH- ja PCB-yhdisteiden analysointiin tarkoitettua näytettä. Näytteet kuivattiin ja seulottiin alle 2 mm raekokoon ennen analysointia. Jokaisesta näytteenottokuopasta otettiin kaksi pintamaanäytettä, joista toinen toimitettiin laboratorioanalyysiin ja toinen pXRF-analyysiä varten Oulun yliopistolle. Laboratoriossa näytteille suoritettiin kuningasvesiuutto sekä laaja alkuaineanalyysi ICP-MS-menetelmällä. Lisäksi kymmenestä näytepisteestä analysoitiin PAH- ja PCB-yhdisteet.

Kuningasvesiuutto valittiin analyysimenetelmäksi, koska PIMA-asetuksen (VNa 214/2007) mukaiset metallien kynnys- ja ohjearvot perustuvat kuningasvesiliukoisiin pitoisuuksiin. Kuningasvesi koostuu tyypillisesti yhdestä osasta typpihappoa ja kolmesta osasta suolahappoa. ICP-MS soveltuu hyvin PIMA-alkuaineiden analysointiin, sillä menetelmällä voidaan määrittää erittäin pieniä alkuaine- ja isotooppipitoisuuksia

tarkasti. Tulosten käsittelyssä määritysrajan alapuolelle jääneille pitoisuuksille käytettiin arvona määritysrajan puolikasta.

4.3 Yliopistolla suoritettavat tutkimukset

Samaan aikaan kaupalliseen laboratorioon toimitettujen näytteiden kanssa jokaisesta näytteenottokuopasta otettiin rinnakkaisnäytteet Oulun yliopistolle. Eurofins-laboratorion analyysien lisäksi näytteille suoritettiin Oulun yliopiston OMS:n tiloissa pXRF-analyysit laboratoriotulosten vertailua varten. Analyyseissä käytettiin Evident Vanta Max -kannettavaa XRF-analyysaattoria, joka on suunniteltu kenttäkäyttöön.

Tutkimuksessa analysoitiin yhteensä 100 kpl näytteitä sekä 10 kpl duplikaattinäytteitä. Jokaiselle näytenapille suoritettiin kolme erillistä mittausta, joista laskettiin keskiarvo lopullista tulosta varten. Näytteiden käsittelyn eri välivaiheet, joissa maa-aines sekoittui, olivat tärkeitä homogenisoinnin kannalta. Homogenisointi on keskeinen vaihe maaperäanalyyseissä, sillä tasalaatuinen näyte vähentää heterogeenisuudesta aiheutuvia virheitä ja parantaa analyysitulosten luotettavuutta erityisesti pXRF-analyyseissä (Jenkins 2025).

Laitteessa on käytettävissä useita eri mittaustiloja analysoitavan materiaalin mukaan. Tässä tutkimuksessa käytettiin Geochem-mittaustilaa. Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, kuinka hyvin pXRF-laitteella saadut tulokset korreloivat laboratoriotulosten kanssa silloin, kun Geochem-moodia käytetään suoraan maa-aineksesta valmistettujen näytenappien analysointiin.

4.3.1 Näytteiden kuivatus

Näytteiden kuivatus suoritettiin kuivauskaapeissa. Kuivaus oli aikaa vievä työvaihe, sillä näytteiden maalaji ja kosteuspitoisuus vaihtelivat, minkä vuoksi myös kuivausajat erosivat toisistaan. Sopivaksi kuivausmenetelmäksi todettiin näytteiden kuivattaminen noin 60 °C:n lämpötilassa yön yli sopivan kokoisissa uunivuoissa.

4.3.2 Näytteiden seulonta

Kuivatut näytteet seulottiin yliopiston määrittelemällä yleisellä seulasarjalla. Käytetty seulasarja koostui seuraavista raekokoluokista: 8 mm, 4 mm, 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm ja 0,063 mm sekä pohjaseulasta, johon hienoin maa-aines kertyi.

4.3.3 Näytteiden jauhaminen

Jauhaminen tapahtui useassa osassa. Prosessissa käytettiin agaattipataa. Myös volframikoboltti pataa suunniteltiin käyttöön mutta kontaminaatoriski oli liian suuri koboltin kannalta. Suurin piirtein 2rkl näytettä asetettiin pataan ja konetta pyöritettiin noin 1 min.

4.3.4 Analyysinappien valmistus

Näytenappien (Kuva 8.) valmistus suoritettiin puristamalla näyteaines ja Boreox-sidosaine kiinteäksi kiekoksi puristimen avulla. Sidosainetta aseteltiin ensin muotin pohjalle siten, että keskelle muodostui syvennys jauhettua näyteainesta varten. Tämän jälkeen näyte puristettiin noin 10 sekunnin ajan käyttäen 10 tonnin puristuskuormaa, jolloin sidosaine ja näyteaines muodostivat tiiviin näytekiekon.

Merkinnän jälkeen valmiit näytenapit siirrettiin eksikaattoriin säilytystä varten, jotta ilman kosteus ei pääsisi vaurioittamaan heikosti koossa pysyviä näytteitä.



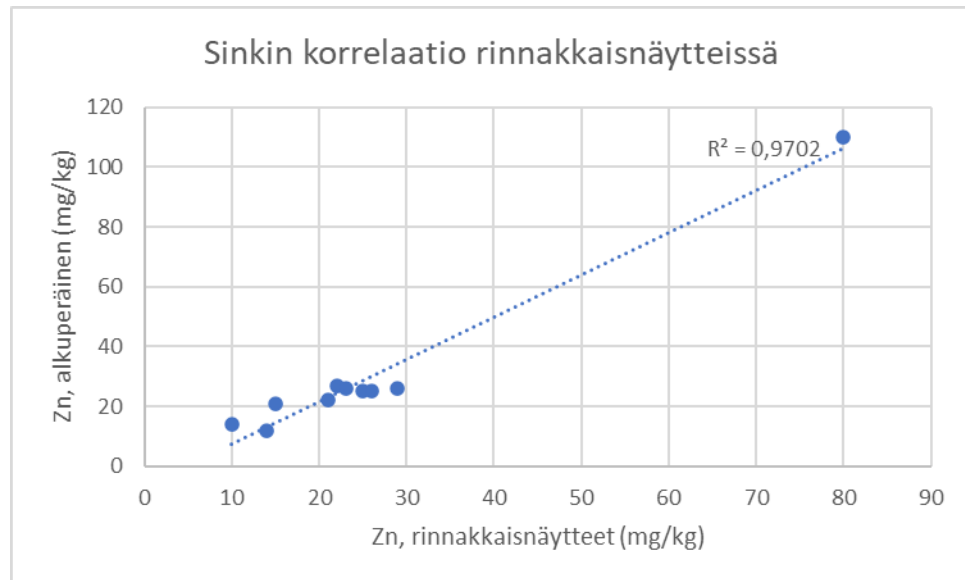
Kuva 8. Valmis näytenappi. Kuva: Pasi Alaraatikka

4.4 Laadunvarmistus

Laadunvarmistus toteutettiin kenttärinnakkaisnäytteillä, joita otettiin noin 10 % kokonaisnäytemäärästä. Näin 100 näytteen aineistosta muodostui 10 duplikaattinäytettä. Lisäksi PAH- ja PCB-analyysia varten otettiin yksi rinnakkaisnäyte. Myös Oulun yliopistossa suoritetuille pXRF-analyysseille otettiin laadunvarmistusta varten rinnakkaisnäytteitä noin joka kymmenennestä näytepisteestä. Rinnakkaisnäytteiden avulla voitiin tarkastella analyysien toistettavuutta ja näytteiden välistä korrelaatiota. Esimerkkinä sinkin korrelaatio rinnakkaisnäytteissä kuvassa 9.

Kenttärinnakkaisnäytteiden korrelaatiokertoimet osoittivat pääosin hyvää tai erittäin hyvää analyysien toistettavuutta. Erityisesti sinkin, kuparin, strontiumin, ja tinan analyysitulokset korreloivat erittäin hyvin ($r > 0,98$). Joidenkin alkuaineiden, kuten molybdeenin ja kromin, korrelaatio jäi heikommaksi. Tämä voi johtua alkuaineiden

epätasaisesta esiintymisestä maaperässä, matalista pitoisuuksista tai yksittäisten poikkeavien näytteiden vaikutuksesta. Kromin tapauksessa merkittävä ero havaittiin yhdessä näytepisteessä, jossa varsinaisen näytteen pitoisuus oli 150 ppm ja rinnakkaisnäytteen 1400 ppm. Tulosten käsittelyn helpottamiseksi määritysrajan alittaville pitoisuuksille käytettiin arvona määritysrajan puolikasta.



Kuva 9. Sinkin korrelaatio rinnakkaisnäytteissä.

4.5 Muut toimenpiteet

Tulosten käsittely ja analysointi suoritettiin Microsoft Excel -ohjelmistolla. Excelin avulla laskettiin aineistolle keskeiset tilastolliset tunnusluvut, kuten minimi-, mediaani-, keskiarvo- ja maksimi-arvot. Lisäksi ohjelmalla laadittiin tutkimuksessa esitetyt taulukot ja kuvaajat. Alkuainepitoisuuksien vaihtelua eri maalajien ja maankäyttömuotojen välillä havainnollistettiin laatikko-jana-kuvaajien (box-whisker plot) avulla. Kuvaajien ja muiden kuvien viimeistelyssä hyödynnettiin kuvankäsittelyohjelmia, kuten Paintia. Tutkimuksen karttapohjat tuotettiin ArcGIS Pro -ohjelmistolla erilaisista aineistoista.

Laatikko-jana-kuvaajassa pystyakseli kuvaa tutkittavan alkuaineen pitoisuutta (mg/kg), kun taas vaakakselilla esitetään maalaji tai maankäyttöluokka. Laatikon keskellä oleva viiva osoittaa aineiston mediaanipitoisuuden. Itse laatikko sisältää keskimmäiset 50 % havainnoista siten, että 25 % arvoista sijoittuu laatikon alapuolelle ja 25 % sen yläpuolelle.

Laatikosta ulottuvat janat kuvaavat pienintä ja suurinta tavanomaisena pidettävää taustapitoisuutta. Janan yläpäättä voidaan pitää suurimpana suositeltavana taustapitoisuutena. Tätä suuremmat yksittäiset pitoisuudet on merkitty kuvaajiin erillisinä pisteinä. Lisäksi kuvaajiin on merkitty violetilla viivalla PIMA-asetuksen mukainen kynnysarvo.

4.6 SSTP-arvo

Taustapitoisuuskartoitusten keskeisenä tavoitteena on määrittää eri alueille ja maalajeille tavanomaisen taustapitoisuusjakauman yläraja eli suurin suositeltu taustapitoisuus (SSTP). SSTP kuvaa suurinta pitoisuutta, jota ei vielä pidetä poikkeamana alueen luonnollisesta tai tavanomaisesta taustapitoisuudesta. Arvo perustuu SFS-ISO 19258 -standardin suositukseen (Jarva 2016). SSTP lasketaan kaavalla:

$$SSTP_{AA} = P_{75} + 1,5 \times (P_{75} - P_{25}) \quad (\text{Kaava 1.})$$

jossa

$SSTP_{AA}$ = alkuaineen AA suurin suositeltu taustapitoisuusarvo

P_{75} = alkuaineen AA pitoisuusjakauman 75. persentiili

P_{25} = alkuaineen AA pitoisuusjakauman 25. Persentiili.

SSTP-arvot eroavat PIMA-asetuksen mukaisista kynnys- ja ohjearvoista sekä laskentaperusteiltaan että käyttötarkoitukseltaan. SSTP on tilastollisesti määritetty taustapitoisuusarvo, joka kuvaa alueen luonnollisen tai geokemiallisesti tavanomaisen pitoisuustason ylärajaa. Se ei perustu terveys- tai ympäristöriskien arviointiin eikä ole juridisesti sitova. PIMA-asetuksen mukaiset kynnys- ja ohjearvot puolestaan perustuvat riskinarviointiin ja niitä käytetään pilaantuneisuuden arvioinnissa lainsäädännöllisinä viitearvoina. SSTP-arvon ylittyminen viittaa mahdolliseen poikkeamaan alueen normaalista taustapitoisuudesta, kun taas PIMA-arvon ylittyminen voi edellyttää tarkempia tutkimuksia, riskinarviointia tai kunnostustoimenpiteitä.

Mikäli laskettu SSTP-arvo ylittää aineistosta mitatun suurimman pitoisuuden, käytetään SSTP-arvona aineiston maksimiarvoa (Tarvainen 2017). Tässä tutkimuksessa näin ei kuitenkaan tapahtunut yhdelläkään tarkastellulla alkuaineella.

4.7 Ph-arvo mittaus

Maaperän pH on yksi tärkeimmistä alkuaineiden käyttäytymiseen vaikuttavista tekijöistä, sillä se säätelee metallien liukoisuutta, sitoutumista, kulkeutumista ja biosaatavuutta (Zhou 2024). Tässä tutkimuksessa jokaisesta näytepisteestä otetulle maannosnäytteelle suoritettiin pH-mittaus.

Näytettä otettiin pahvimukiin noin pari ruokalusikallista riippuen näytteen rakenteesta ja raekoostumuksesta. Näytteeseen lisättiin vettä siten, että se saavutti mittaukseen soveltuvan koostumuksen. Sekoituksen jälkeen näytteeseen asetettiin pH-mittari, jolla määritettiin alkuperäinen pH-arvo. Tämän jälkeen näytteeseen lisättiin muutama tippa etikkaa, näyte sekoitettiin uudelleen ja pH mitattiin toistamiseen. Menettelyn tarkoituksena oli havainnoida näytteen reagointia happamaan lisäykseen kuten pH-arvon muutosta.

4.8 Raekokoanalyysi

Raekokoanalyysi suoritettiin viidelle eri maalajia edustavalle näytteelle. Analyysissä käytetyn seulasarjan pienin raekoko oli 63 μm . Menetelmän avulla saatiin tietoa maa-aineksen hienoainesfraktiosta, jonka tiedetään sitovan tehokkaasti alkuaineita sekä sisältävän niitä ympäröivää karkeampaa maa-ainesta suurempina pitoisuuksina (Koljonen 1992).

5. TULOKSET

Työn tarkoitus on tutkia Kemin kaupungin pintamaan koostumusta koko kaupungin alueella painottuen keskustaa kohti. Erityisesti 11 alkuainetta, jotka luetaan PIMA-metalleihin ovat tarkimman tarkastelun alla. Myös PAH- ja PCB-yhdisteitä, joille on määritelty kynnys- ja ohjearvot, on myös tarkasteltu työssä. Tuloksia käydään läpi myös maalajeittain sekä maankäyttömuodoittain. Tutkimuksessa otetaan huomioon myös Oulun yliopistossa tehdyt pXRF-analyysit, joita vertaillaan Eurofins-laboratoriossa määritettyihin alkuaineiden analyysituloksiin.

5.1 Kaikki tutkitut alkuaineet

Taulukko 1. sisältää kaikkien analysoitujen 26 alkuaineen mediaani-, keski- ja maksimipitoisuudet sekä Kaavalla 1 lasketut suurimmat suositellut taustapitoisuusarvot (SSTP-arvo) ja PIMA-asetuksen määrittämät kynnysarvot. Kynnysarvojen ylitykset on merkitty taulukkoon lihavoituna.

Korkeita arvoja alkuainepitoisuuksien mediaaniin nähden voidaan havaita olevan alumiinilla ja mangaanilla, jotka mitattiin näytepisteestä, missä oli muidenkin alkuaineiden maksimiarvoja. Myös bariumilla oli mediaaniin nähden korkea maksimipitoisuus.

Taulukko 1. Kaikkien analysoitujen alkuainepitoisuuksien määritellyt arvot Kemin pintamaassa, laskettu SSTP-arvo sekä PIMA-asetuksen kynnysarvot (VNa 214/2007).

Alkuaine	Mediaani (mg/kg)	Keskiarvo (mg/kg)	Maksimiarvo (mg/kg)	SSTP	Kynnysarvo
Alumiini (Al)	4600	5668	62000	8750	
Antimoni (Sb)	0,0905	0,14854	1,6	0,341	2
Arseeni (As)	1,3	1,443	5,2	2,8125	5
Barium (Ba)	9,6	44,109	460	77	
Beryllium (Be)	0,13	0,14105	0,66	0,235	
Boori (B)	1	1,296	13	1	
Cesium (Cs)	0,415	0,4456	1,2	0,78	
Elohopea (Hg)	0,0135	0,03656	0,53	0,078125	
Hopea (Ag)	0,0135	0,13133	0,53	0,0765	
Kadmium (Cd)	0,056	0,11364	4,1	0,158375	1
Koboltti (Co)	4,15	4,7107	19	8,65	20
Kromi (Cr)	24,5	236,416	17000	62,5	100
Kupari (Cu)	11	15,0314	96	34,3125	100
Lyijy (Pb)	5,25	11,262	200	22,7	60
Mangaani (Mn)	150	176,54	960	316,25	
Molybdeeni (Mo)	0,275	0,33229	1,6	0,81625	
Nikkeli (Ni)	10	11,577	50	18,375	50
Rauta (Fe)	13000	14172	35000	24875	
Seleen (Se)	0,19	0,1915	0,69	0,37625	
Sinkki (Zn)	24,5	35,928	530	65,125	200
Strontium (Sr)	9,2	12,085	64	20,1375	
Tallium (Tl)	0,059	0,0643	0,24	0,117875	
Tina (Sn)	0,48	0,7996	12	1,28625	
Torium (Th)	2,55	3,472	48	6,4625	
Uraani (U)	0,6	0,6629	3,5	1,09875	
Vanadiini (V)	27	27,923	93	48,5	100

5.2 PIMA-asetuksen alkuaineet

Taulukossa 2. määritetyt antimonin, arseenin, elohopean, kadmiumin, koboltin, kromin, kuparin, lyijyn, nikkelin ja vanadiinin analysoidut mediaani-, keskiarvo-, minimi- ja maksimipitoisuudet sekä PIMA-asetuksen määrittelemät luonnolliset pitoisuudet, kynnysarvot ja alemmat sekä ylempät ohjearvot.

Taulukko 2. PIMA-asetuksen määrittämät alkuaineet Kemin pintamaassa.

	Mediaani	Keskiarvo	Minimi	Maksimi	Luontainen pitoisuus (PIMA-asetus)	Kynnysarvo	Alempi ohjearvo	Ylempi ohjearvo
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Antimoni (Sb)	0,0905	0,14854	0,01	1,6	0,02 (0,01-0,2)	2	10	50
Arseeni (As)	1,3	1,443	0,53	5,2	1 (0,1-25)	5	50	100
Elohopea (Hg)	0,0135	0,03656	0,005	0,53	0,005 (<0,005-0,05)	0,5	2	5
Kadmium (Cd)	0,056	0,11364	0,011	4,1	0,03 (0,01-0,15)	1	10	20
Koboltti (Co)	4,15	4,7107	0,64	19	8 (1-30)	20	100	250
Kromi (Cr)	24,5	236,416	6,6	17000	31 (6-170)	100	200	300
Kupari (Cu)	11	15,0314	0,94	96	22 (5-110)	100	150	200
Lyijy (Pb)	5,25	11,262	1,2	200	5 (0,1-5)	60	200	750
Nikkeli (Ni)	10	11,577	2,1	50	17 (3-100)	50	100	150
Sinkki (Zn)	24,5	35,928	3,7	530	31 (8-110)	200	250	400
Vanadiini (V)	27	27,923	4,9	93	38 (10-115)	100	150	250

Tulokset osoittavat, että alkuainepitoisuudet ovat keskimäärin alle PIMA-asetuksen kynnysarvojen. Antimonin, koboltin, kuparin ja vanadiinin maksimiarvot ovat ajoittain lähellä kynnysrajaa, muttei kuitenkaan sitä ylitä.

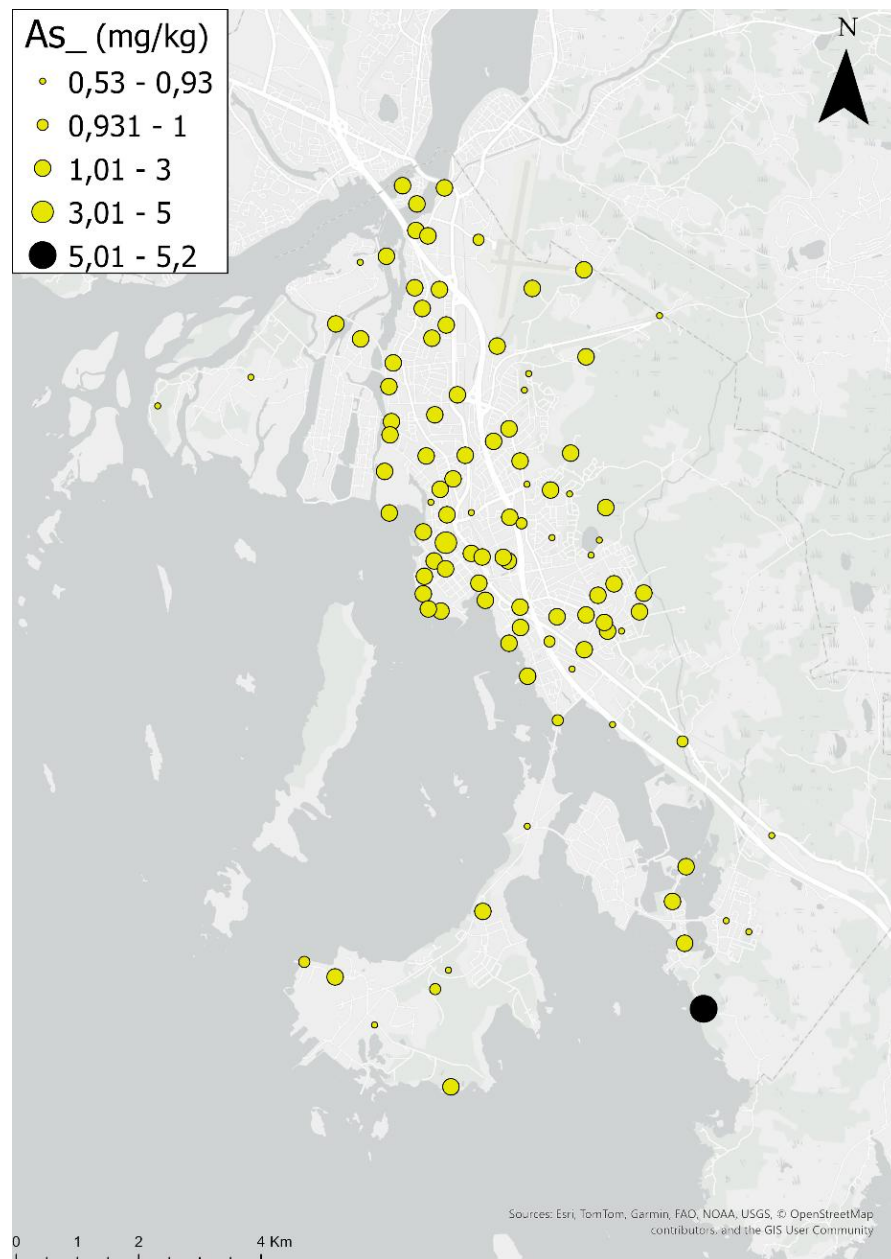
Kuitenkin havaitaan korkeitakin pitoisuuksia, jotka ovat lähellä määriteltyjä rajoja esimerkiksi nikkelin korkein arvo oli juuri asetuksen rajalla. Jotkut alkuainepitoisuudet menivät yli kynnysarvon. Arseenin, elohopean ja kadmiumin kohdalla kynnysarvo on ylittynyt. Lyijyn korkein arvo ylitti kynnysarvon ja on juuri alemman ohjearvon kohdalla. Sinkki ja kromi ylittivät kynnysarvon ja sekä alemman että ylemmän ohjearvon.

Arvojen perusteella voidaan tarkastelu keskittää kuuteen alkuaineeseen, joiden pitoisuudet ylittivät kynnysrajan eli arseeni, elohopea, kadmium, kromi, lyijy ja sinkki. Taulukko 3. havainnollistaa kynnysarvon, alemman sekä ylemmän ohjearvon ylitykset.

Taulukko 3. PIMA-asetuksen määrittämien kynnys ja ohjearvojen ylitykset (mg/kg).

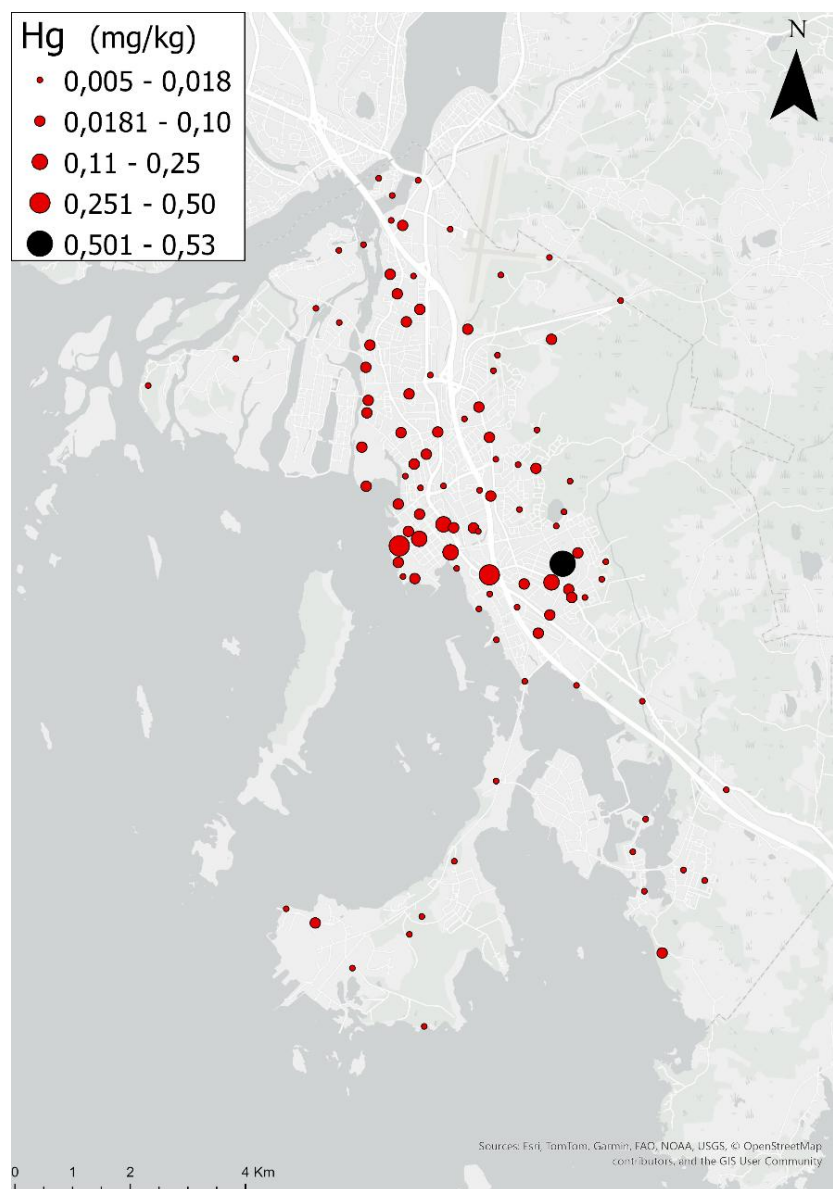
	Sb	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Kynnysarvo	0	1	1	1	0	10	0	2	0	1	0
Alempi ohjearvo						5				1	
Ylempi ohjearvo						3				1	

Arseenin pitoisuus (Kuva 10) yhdessä näytepisteessä ylittää kynnyksärajan. Kyseinen pitoisuus oli 5,2 mg/kg. Kynnysarvo on 5 mg/kg.



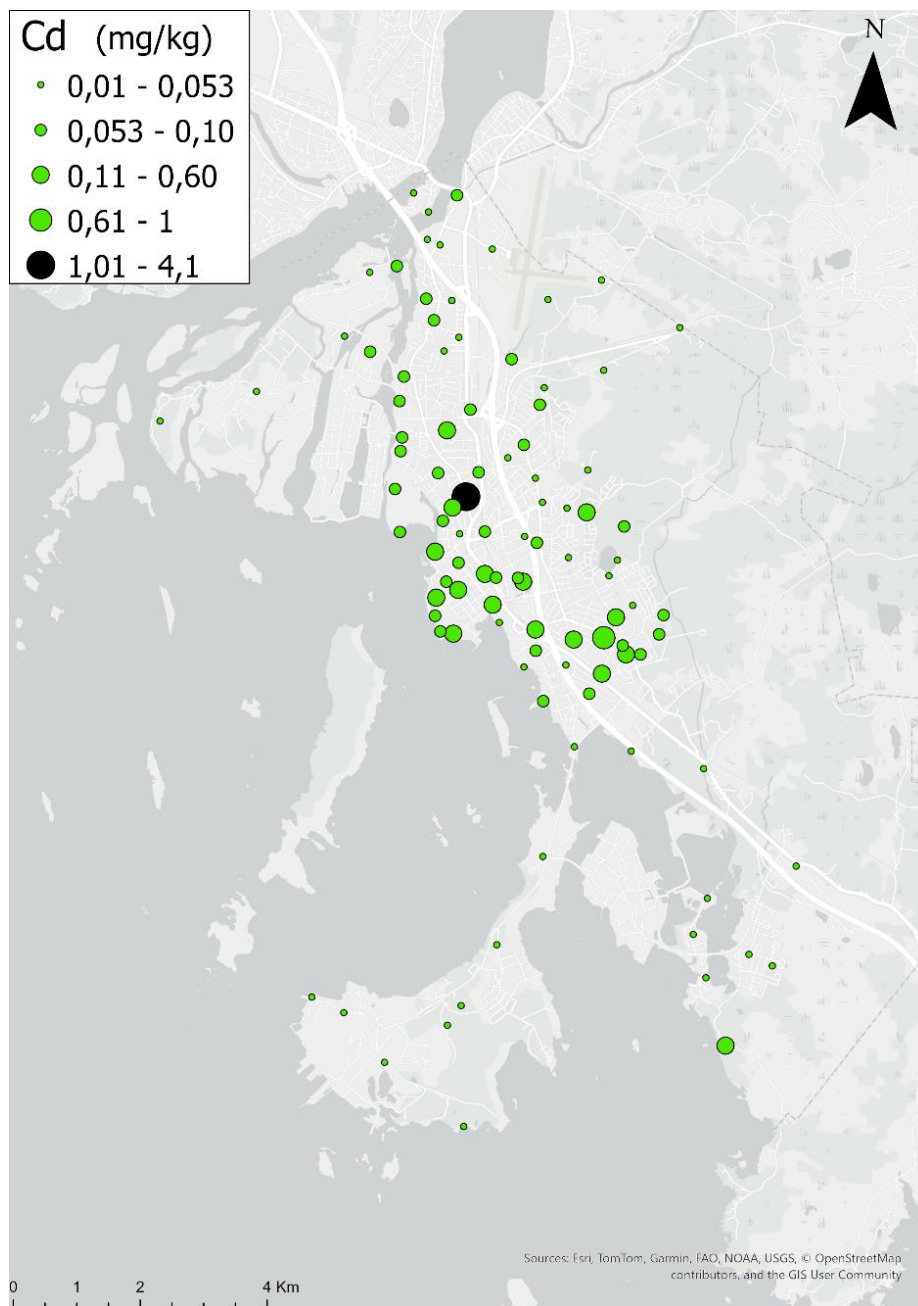
Kuva 10. Arseenipitoisuuksien jakautuminen Kemijoen maaperässä. PIMA-rajan ylittävä piste merkitty mustalla. Pohjakartta © ArcGis Pro – aineistot.

Elohopean kynnysraja ylittyi yhdessä näytepisteessä (Kuva 11). Samasta näytepisteestä otettiin myös duplikaattinäyte missä elohopeapitoisuus myös ylittää kynnysrajan. Näytepisteestä mitattu elohopeapitoisuus oli 0,53 mg/kg ja duplikaattinäytteestä mitattu oli 0,60 mg/kg. Kynnysraja on 0,50 mg/kg. Kuvassa havaitaan myös elohopean länsi-itäsuuntainen kohonneiden pitoisuuksien vyöhyke tutkimusalueen keskiosassa, jonka itäpäässä korkein pitoisuus on.



Kuva 11. Elohopeapitoisuuksien jakautuminen Kemin maaperässä. PIMA-rajan ylittävä piste merkitty mustalla. Pohjakartta © ArcGis Pro - aineistot.

Kadmiumin kynnysraja ylittyi yhdessä näytepisteessä (Kuva 12). Kuvassa havaitaan myös länsi-itäsuuntainen kohonneiden pitoisuuksien vyöhyke tutkimusalueen keskiosassa, jonka länsipäässä korkein pitoisuus on. Kyseinen mitattu kadmiumpitoisuus oli 4,1 mg/kg. Kynnysarvo on 1 mg/kg.

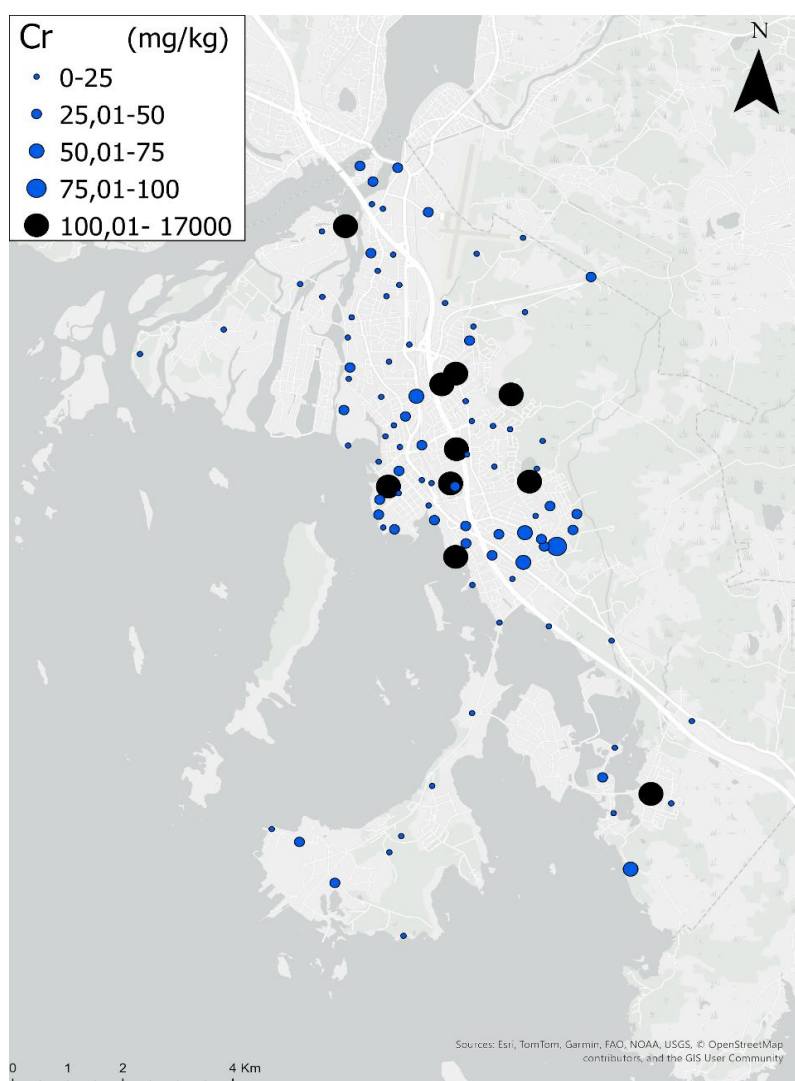


Kuva 12. Kadmiumpitoisuuksien jakautuminen Kemin maaperässä. PIMA-rajan ylittävä piste merkitty mustalla. Pohjakartta © ArcGis Pro - aineistot.

Kromin kohdalla PIMA-kynnysraja ylittyi 10 kertaa, alempi ohjearvo 5 kertaa ja ylempi ohjearvo 3 kertaa (Kuva 13). Yhdestä näytepisteestä, missä kromin PIMA-raja ylittyi, otettiin myös duplikaattinäyte, jossa oli paljon suurempi kromipitoisuus. Maalajeina ylitykset jakautuvat 1 kpl oli multaa ja 9 kpl oli eri täyttömaita. Kromilla myös havaittavissa ohuehko kohonneiden pitoisuuksien viuhka tutkimusalueen keskellä.

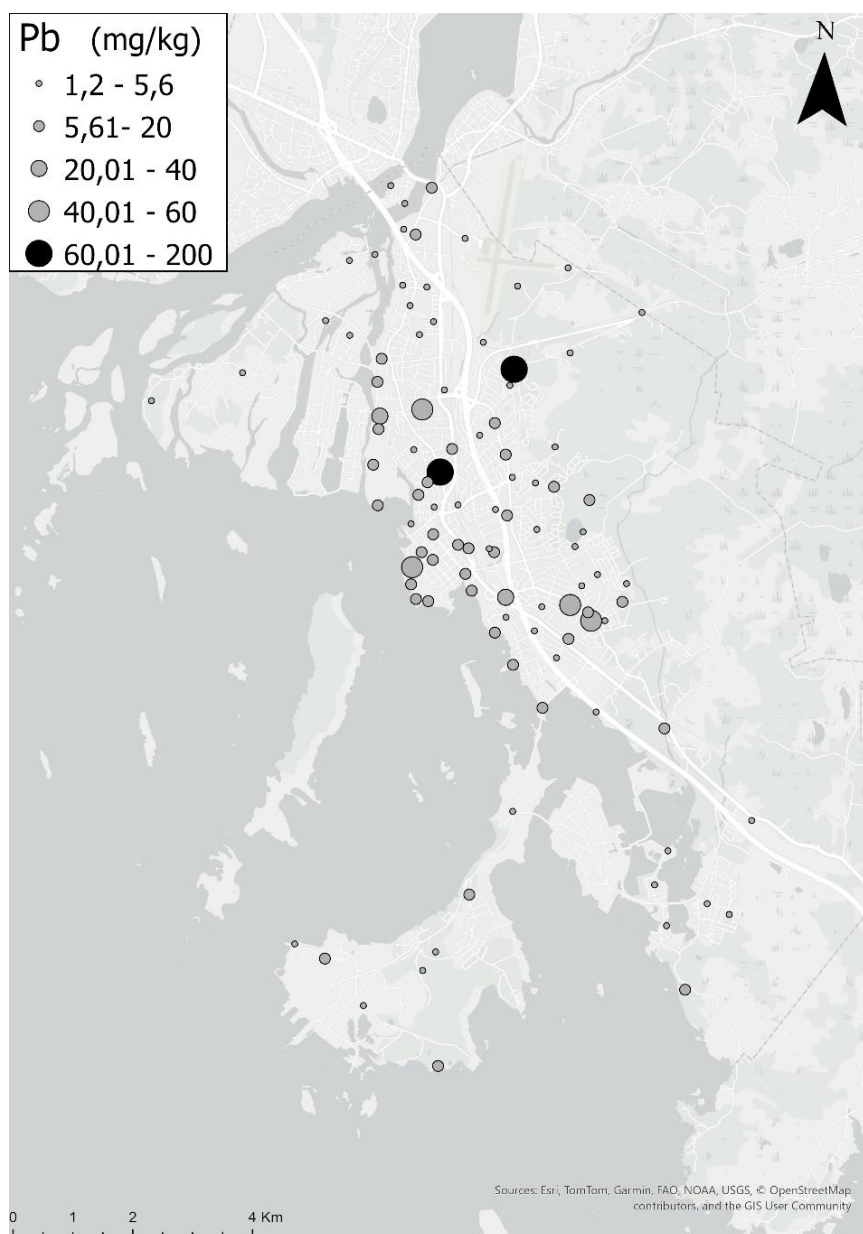
PIMA-rajan ylittävät arvot olivat 2300 mg/kg, 240 mg/kg, 17000 mg/kg, 260 mg/kg, 140 mg/kg, 150 mg/kg, 110 mg/kg, 150 mg/kg, 170 mg/kg ja 750 mg/kg.

Duplikaattinäytteen kromipitoisuus oli 1400 mg/kg. Kynnysarvo on 100 mg/kg. Alempi ohjearvo on 200 mg/kg ja ylempi ohjearvo 300 mg/kg.



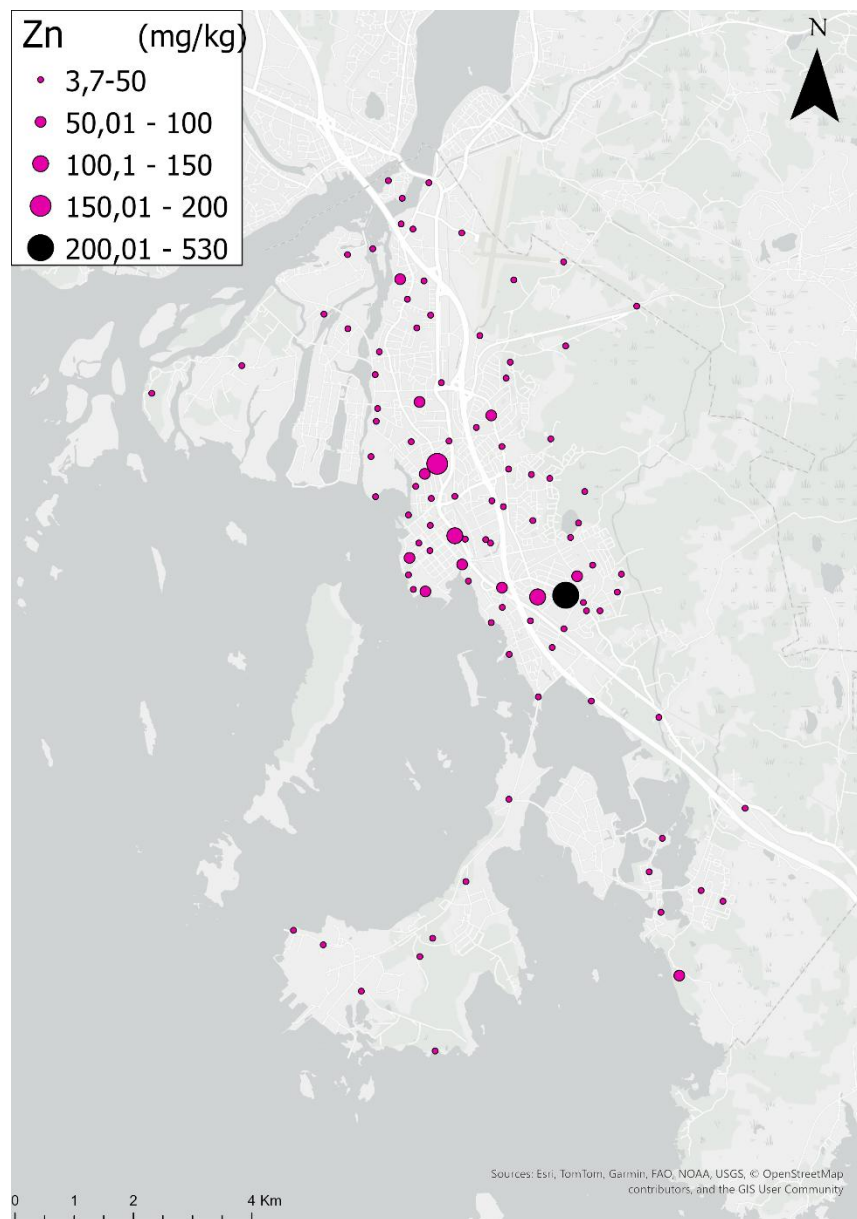
Kuva 13. Kromipitoisuuksien jakautuminen Kemijärven maaperässä. PIMA-rajan ylittävät piste merkitty mustalla. Pohjakartta © ArcGis Pro - aineistot.

Lyijyn mitatut pitoisuudet ylittivät kahdessa näytepisteessä kynnysarvon joista toinen arvo on myös alemman ohjearvon kohdalla (Kuva 14). PIMA-rajan ylittävät arvot olivat 88 mg/kg ja 200 mg/kg. Kynnysarvo on 60 mg/kg. Kuvassa havaittavissa myös länsi-itäsuuntainen kohonneiden pitoisuuksien vyöhyke tutkimusalueen keskiosassa, vaikkei PIMA-kynnysrajaa ylittäviä tuloksia niissä ei ole.



Kuva 14. Lyijypitoisuuksien jakautuminen Kemijoen maaperässä. PIMA-rajan ylittävä piste merkitty mustalla. Pohjakartta © ArcGis Pro - aineistot.

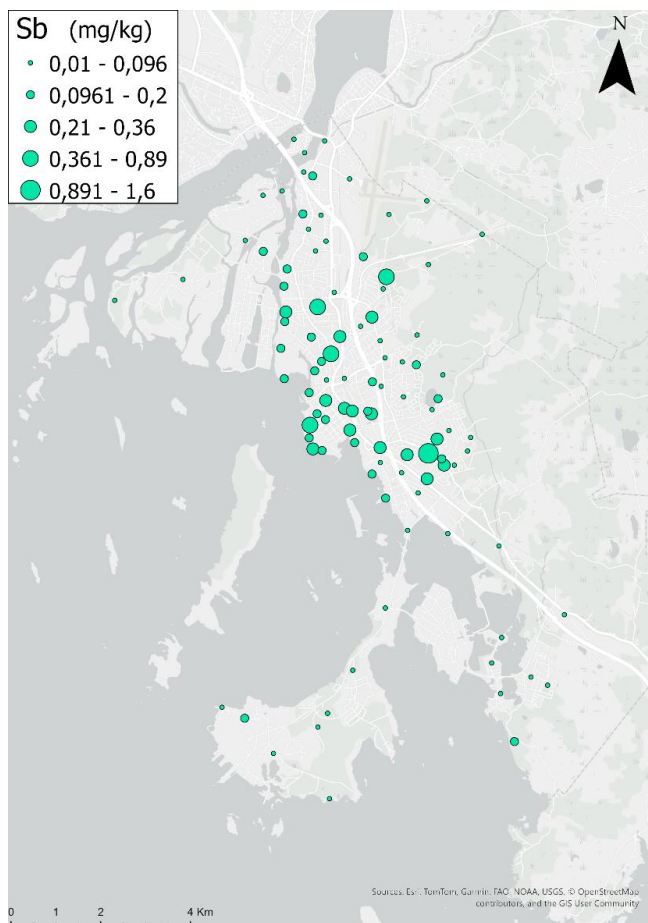
Sinkin mitatuissa pitoisuuksissa yhdessä näytepisteessä tapahtui PIMA-kynnysrajan, alemman ohjearvon sekä ylemmän ohjearvon ylitys (Kuva 15). Kyseinen pitoisuus oli 530 mg/kg. Kynnysarvo on 200 mg/kg. Alempi ohjearvo on 250 mg/kg ja ylempi ohjearvo on 400 mg/kg.



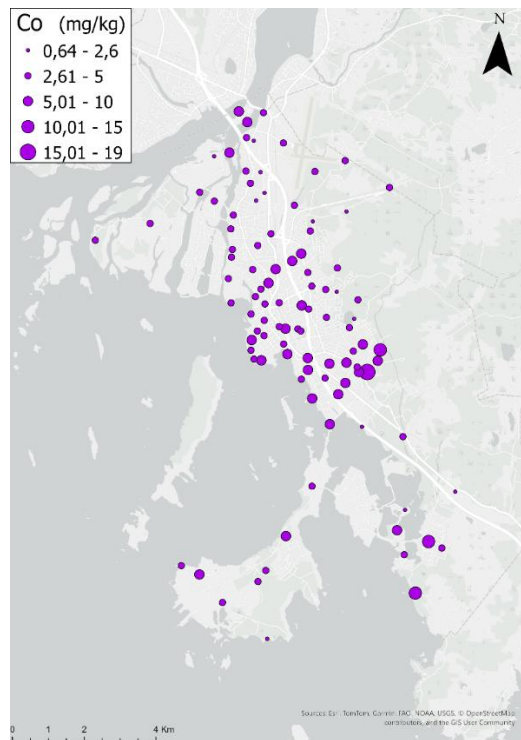
Kuva 15. Sinkkipitoisuuksien jakautuminen Kemin maaperässä. PIMA-rajan ylittävä piste merkitty mustalla. Pohjakartta © ArcGis Pro - aineistot.

PIMA-kynnysrajan ylittämättömät metallit ja epämetallit

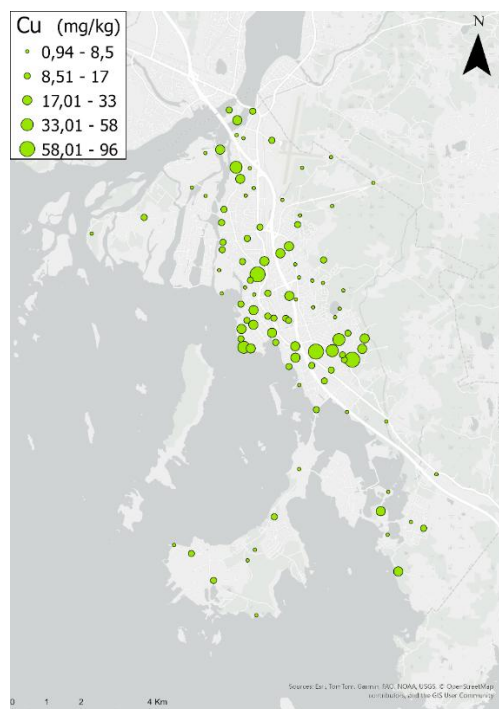
Kaikki PIMA-metallit ja epämetallit eivät ylittäneet kynnysrajoja mutta rajatapauksia kuitenkin oli, jotka lähestyivät kynnysrajaa. Kuvissa 16. – 20. havaitaan että useassa näytepisteessä koholla olevia pitoisuusarvoja ylläpitää useampi eri alkuaine.



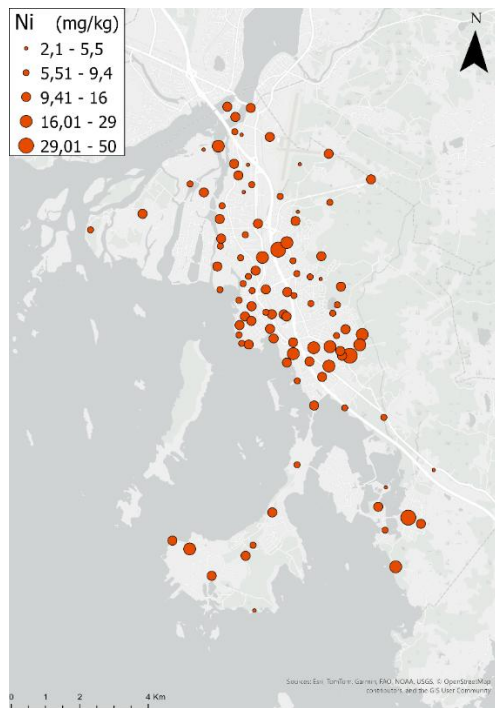
Kuva 16. Antimonipitoisuuksien jakautuminen Kemin maaperässä. PIMA-rajan ylittävä piste merkitty mustalla. Pohjakartta © ArcGis Pro - aineistot.



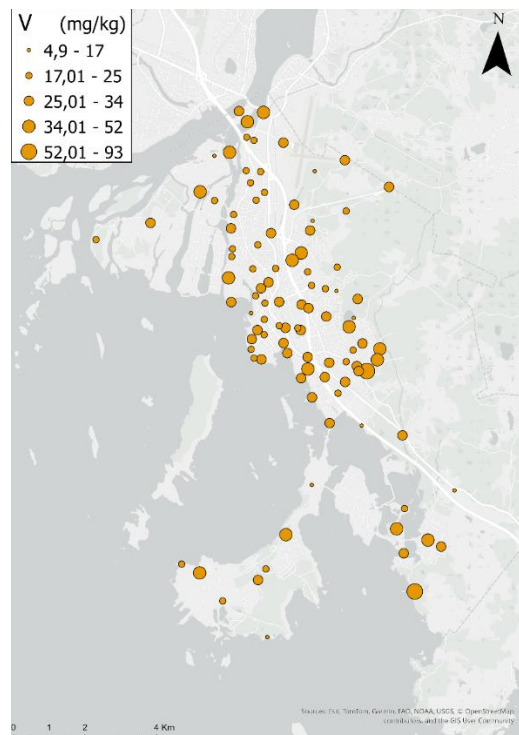
Kuva 17. Kobolttipitoisuuksien jakautuminen Kemin maaperässä. Pohjakartta © ArcGis
Pro - aineistot.



Kuva 18. Kuperipitoisuuksien jakautuminen Kemin maaperässä. Pohjakartta © ArcGis
Pro - aineistot.



Kuva 19. Nikkelipitoisuuksien jakautuminen Kemijoen maaperässä. Pohjakartta © ArcGis Pro - aineistot.



Kuva 20. Vanadiinipitoisuuksien jakautuminen Kemijoen maaperässä. Pohjakartta © ArcGis Pro - aineistot.

5.3 PAH ja PCB

PAH- ja PCB-yhdisteitä tutkittiin kymmenestä eri näytepisteestä ja yhdestä duplikaattinäytteestä eli yhteensä 11 näytettä. Yhdeksässä näytepisteessä havaitsemisraja ei ylittynyt. Vain yhdessä näytepisteessä (Taulukko 4) oli pienet havaitsemisrajan ylittävät arvot. Kyseiset PAH-yhdisteet ovat bentso(a)antraseeni, fluoranteeni ja pyreeni.

Taulukko 4. Taulukossa näytepiste 2025-PTAA-57.5 tulokset, kynnysarvot, alemmat ja ylempät ohjearvot, PIMA-säädöksestä (VNa 214/2007) otetut PAH-nimikkeet sekä lisätty analysoitu pyreeni listalle.

Aine (symboli)	2025-PTAA-57.5 pitoisuudet mg/kg	Kynnysarvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg
<i>Polyaromaattiset hiilivedyt</i>				
Antraseeni	<0,2	1	5	15
Bentso(a)antraseeni	0,21	1	5	15
Bentso(a)pyreeni	<0,2	0,2	2	15
Bentso(a)fluoranteeni	-	1	5	15
Fenantreeni	<0,2	1	5	15
Fluoranteeni	0,57	1	5	15
Naftaleeni	<0,2	1	5	15
Pyreeni	0,38	-	-	-
PAH(summa)	1,2	15	30	100
<i>Polyklooratyt bifenyylit</i>				
PBC	<0,2	0,1	0,5	5

5.4 pXRF analyysin tulokset ja vertailu

Määritellyt pXRF-analyysitulokset vastaavat kokonaispitoisuutta (totaalipitoisuus) ja Eurofinsin analyysit on tehty kuningasvesiuutto-menetelmää käyttäen ICP-OES- ja ICP-MS-menetelmillä. Kannettavan analysaattorin määrittämisokyky ei ole niin tarkka kuin ICP-menetelmillä ja toisaalta kuningasvesi on osittainen uuttomenetelmä, jolloin kaikki mineraalit eivät liukene kuningasveteen kokonaan. Nämä erot aiheuttavat luonnollisesti osalle alkuaineita isojaakin eroja.

PIMA-metallien tarkastelussa Geochem-menetelmä osoittautui osittain haastavaksi tulosten tulkinnan kannalta. Suurin ongelma liittyi alkuaineiden havaitsemisrajoihin, sillä monien alkuaineiden pitoisuudet jäivät usein alle laitteen havaitsemisrajan. Tämä vaikeutti tulosten vertailua laboratoriotuloksiin sekä heikensi joidenkin alkuaineiden tulosten luotettavuutta. Osa havaitsemisrajoista oli myös niin korkeita, että ne sijaitsivat lähellä PIMA-asetuksen kynnysarvoja. Tuloksien erittelyä taulukossa 5. ja kuvassa 21.

Erityisesti antimonin kohdalla ongelmana oli korkea havaitsemisraja, sillä pienin mitattu arvo oli 27 mg/kg, vaikka kynnysarvo on vain 2 mg/kg. Elohopealla havaittiin samankaltainen ongelma, minkä vuoksi mediaanipitoisuudet nousivat laskennallisesti korkeiksi eivätkä tulokset olleet täysin luotettavia. Arseenin kohdalla pXRF-tulokset vastasivat laboratoriotuloksia melko hyvin, vaikka monet mittaukset jäivät alle havaitsemisrajan. Korkeimmat pitoisuudet eivät kuitenkaan täysin vastanneet laboratoriotuloksia.

Kadmiumin ja koboltin osalta laitteen havaitsemisrajat olivat liian korkeita suhteessa pitoisuuksiin, mikä vääristi tuloksia erityisesti laboratoriotuloksiin verrattaessa. Kromin kohdalla pXRF-analyysit antoivat runsaasti korkeita pitoisuuksia, ja mediaanipitoisuus ylitti jopa kynnysarvon. Laboratoriotuloksiin verrattuna korkeat kromipitoisuudet vastasivat kuitenkin hyvin toisiaan, etenkin näytteissä, joissa kynnysarvot ylittyivät.

Kuparin tulokset seurasivat hyvin laboratoriotuloksia, joten niiden välinen korrelaatio oli hyvä. Myös lyijyn ja nikkelin kohdalla korkeimmat pitoisuudet vastasivat melko hyvin laboratoriotuloksia, vaikka pienemmissä pitoisuuksissa havaittiin enemmän

eroavaisuuksia. Sinkin osalta pXRF-tulokset olivat usein laboratoriotuloksia korkeampia, mutta pitoisuuksien vaihtelu seurasi silti hyvin laboratoriomittauksia.

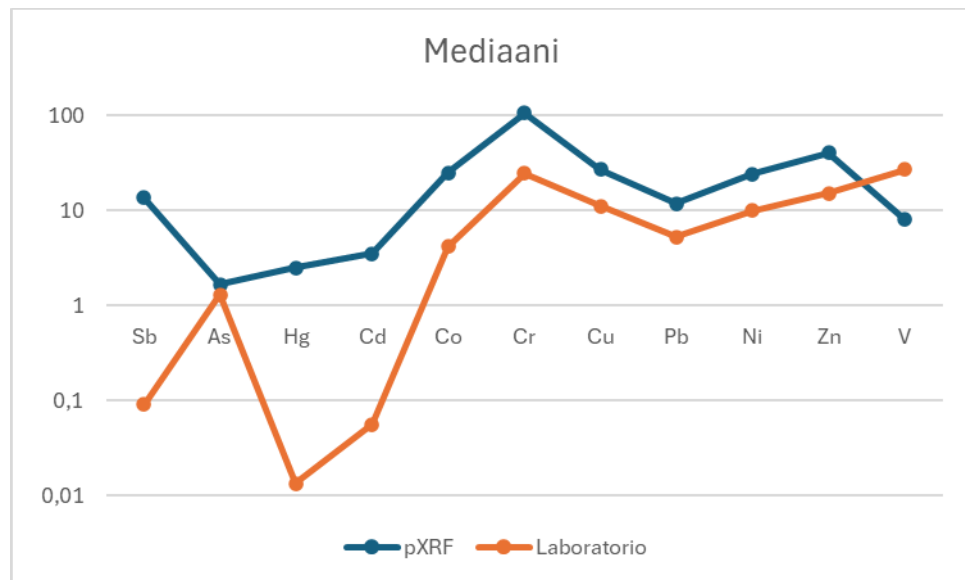
Vanadiini poikkesi muista alkuaineista siinä, että pXRF antoi paikoin korkeita pitoisuuksia näytteissä, joissa laboratoriotulokset eivät viitanneet kohonneisiin arvoihin. Lisäksi vanadiini oli ainoa alkuaine, jonka mediaanipitoisuus jäi pXRF-analyysissä laboratoriotuloksia pienemmäksi.

Mediaanipitoisuuksien perusteella kannettavan XRF:n ja laboratoriomääritysten tulokset vastaavat toisiaan hyvin erityisesti kromin, kuparin, nikkelin, sinkin ja vanadiinin osalta. Suurimmat erot havaittiin erittäin matalilla pitoisuustasoilla, kuten elohopealla, kadmiumilla ja antimonilla. Näiden alkuaineiden pitoisuudet ovat lähellä tai alle kannettavan XRF-laitteen määritysrajan, jolloin mittausepävarmuus kasvaa ja tulosten vaihtelu voi olla suurta. Tästä huolimatta tulokset osoittavat, että kyseisten alkuaineiden pitoisuudet ovat tutkimusalueella erittäin alhaisia, mikä on ympäristön tilan kannalta myönteinen havainto.

Muiden alkuaineiden osalta pitoisuudet noudattavat samaa kaavaa kuin laboratoriotuloksissa. Rikkipitoisuuksissa havaittiin suurta vaihtelua tutkimusalueella. Kohonneet pitoisuudet voivat liittyä alueen teollisesta toiminnasta peräisin olevaan ilmalaskeumaan. Jokaisesta näytteestä tehtiin kolme rinnakkaismittausta kannettavalla XRF-laitteella, ja tuloksena käytettiin mittausten keskiarvoa. Suurimmat rikkipitoisuudet olivat poikkeuksellisen korkeita, minkä vuoksi tuloksia tulee tarkastella suuntaa antavina ja tarvittaessa varmentaa laboratoriomäärittelyksillä. Rikin laskelmat taulukossa 6.

Taulukko 5. Kannettavalla XRF:llä analysoitujen tuloksien minimi, maksimi, keskiarvo, mediaani ja kynnysarvo.

pXRF	Sb	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Minimi	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Minimi (arvo)	27	2	5	7	27	32	11	5	6	11	16
Maksimi	37	14	19	20	109	39266	125	90	90	737	183
Keskiarvo	13,91	1,77	2,51	4,01	28,05	613,09	30,22	16,67	25,3	54,93	23,37
Mediaani	13,5	1,67	2,5	3,5	25	104,83	26,83	11,83	24,17	40,17	8
Kynnysarvo	2	5	0,5	1	20	100	100	60	50	200	100



Kuva 21. Laboratoriotuloksien ja kannettavalla XRF:llä saatujen tuloksien mediaanien vertailua.

Taulukko 6. Kannettavalla XRF:llä mitattu rikin minimi, maksimi, mediaani ja keskiarvo.

Minimi (mg/kg)	Maksimi (mg/kg)	Mediaani (mg/kg)	Keskiarvo (mg/kg)
39,5	692684,2	383,3333	22552,6265

5.5 Pitoisuudet maalajien mukaan

Tutkimusalueella havaittiin maalajeina pääasiassa hiekkaa, multamaata, moreenia sekä erilaisia täyttömaita. Luontaisista maalajeista yleisimpiä olivat hiekka- ja multamaat, kun taas moreeninäytteitä oli aineistossa vain kolme. Keskusta-alueella valtaosa näytteistä koostui kuitenkin täyttömaista, minkä vuoksi tulokset kuvaavat pääosin täyttömaiden eikä luontaisten maiden alkuainepitoisuuksia.

Maalajeittain tarkasteltuna mediaanipitoisuuksissa ei havaittu merkittäviä poikkeamia, ja pitoisuudet vastasivat pääosin luonnollisia taustapitoisuuksia. Maksimipitoisuuksissa sen sijaan esiintyi kynnysarvojen ylityksiä kaikissa maalajiryhmissä. Korkein lyijypitoisuus havaittiin hiekassa ja korkein arseenipitoisuus moreenissa. Multamaissa

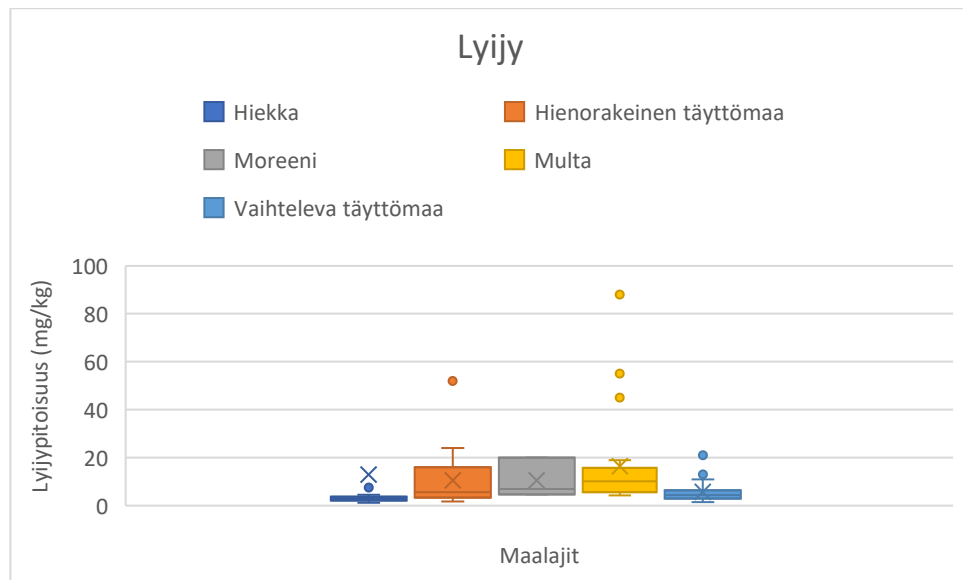
havaittiin viiden alkuaineen kynnysarvojen ylityksiä, jotka koskivat elohopeaa, kadmiumia, kromia, lyijyä ja sinkkiä. Täyttömaissa, sekä hienorakeisissa että vaihtelevissa täyttömaissa, esiintyi paikoin huomattavan korkeita kromipitoisuuksia, jotka ylittivät kynnys- ja paikoin myös ohjearvot. Maalajien tulokset on esitetty taulukoissa 7. ja 8. sekä kuvassa 2. jossa esimerkkinä tarkastellaan lyijyn esiintymistä eri maalajeissa.

Taulukko 7. PIMA-alkuaineiden mediaaniarvot maalajeittain, sulkeissa on esitetty kyseistä maalajia edustavien näytteiden lukumäärä (n).

Maalaji	Sb	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Hiekka (20)	0,05	0,965	0,005	0,0275	3,25	17	5,3	2,95	7,7	15	22
Moreeni (3)	0,09	1,5	0,013	0,077	4	46	5,4	11	11	20	32
Multa (28)	0,14	1,4	0,038	0,0815	3,7	22	12,5	10,2	8,75	30	24
Täyttömaa:											
Hienorakeinen (20)	0,11	1,3	0,0205	0,064	3,95	21	10,5	5,55	9,85	30	25
Vaihteleva (29)	0,072	1,4	0,005	0,051	5,4	30	13	4,4	12	25	32

Taulukko 8. PIMA-alkuaineiden maksimipitoisuudet maalajeittain, sulkeissa on esitetty kyseistä maalajia edustavien näytteiden lukumäärä (n).

Maalajit	Sb	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Hiekka (20)	0,63	2,9	0,08	0,087	5	30	26	200	12	34	37
Moreeni (3)	0,17	5,2	0,074	0,29	12	75	21	20	24	65	66
Multa (28)	1,6	3,3	0,53	4,1	6,8	110	74	88	18	530	44
Täyttömaa:											
Hienorakeinen (20)	0,31	2,7	0,14	0,23	15	17000	76	52	50	110	46
Vaihteleva (29)	0,36	3	0,26	0,12	19	2300	96	21	46	60	93



Kuva 22. Lyijyn esiintyminen eri maalajeissa Kemin pintamaassa laatikkojanakuvaajana.

5.6 Pitoisuudet maankäytön mukaan

Yleisesti ottaen maankäyttömuodolla ei ollut suurta vaikutusta mediaanipitoisuuksiin. Poikkeuksena oli kromi, jonka mediaanipitoisuus teollisuusalueella ylitti PIMA-asetuksen kynnysarvon. Myös lyijyn mediaanipitoisuus oli kaupunkipuistoissa hieman muita alueita korkeampi. Tarkemmin tarkasteltuna maankäyttömuotojen välillä havaittiin kuitenkin eroja useiden alkuaineiden pitoisuuksissa. Erityisesti koulujen ja päiväkotien alueet erottuivat korkeampina antimonin, arseenin, kadmiumin, kobolttin, kromin, nikkelin ja sinkin osalta. Myös leikkipuistoissa havaittiin paikoin kohonneita pitoisuuksia. Vaikka pitoisuudet eivät pääosin ylittäneet PIMA-asetuksen kynnysarvoja, ovat ne silti huomionarvoisia ja voivat liittyä alueilla käytettyihin täyttömaihin.

Maksimipitoisuudet jakaantuivat varsin laajasti eri maankäyttömuotoihin. Rakennetulta ja hylätyltä alueelta (joutomaa) saatiin korkea kromipitoisuus, kun taas metsäalueelta löytyi raja-arvon ylittävä arseenipitoisuus. Kaupunkipuistoista ja teollisuusalueilta havaittiin kohonneita kromipitoisuuksia, ja liikunta-alueilla esiintyi korkeita kromi- ja lyijypitoisuuksia. Koulujen ja päiväkotien alueelta mitattiin erittäin korkea kromipitoisuus sekä kynnysarvon ylittävät kadmium- ja lyijypitoisuudet.

Leikkipuistosta puolestaan havaittiin kynnysarvon ylittävä elohopeapitoisuus. Korkeita kromipitoisuuksia esiintyi yhteensä viidessä eri maankäyttömuodossa, mikä osoittaa kromin olevan tutkimusalueella yleisimmin kohonneina pitoisuuksina esiintyvä alkuaine. Maankäyttömuotojen välillä tuloksien erittelyä taulukoissa 9. ja 10.

Taulukko 9. PIMA-alkuaineiden mediaanipitoisuudet maankäyttömuodoittain (mg/kg). Maankäyttömuodon nimen perässä sulussa oleva numero kertoo näytteiden määrän.

Maankäyttö	Sb	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Joutoalue (11)	0,072	1,5	0,011	0,056	4,9	28	12	4,6	10	26	28
Metsämaa (10)	0,0485	1,2	0,005	0,0275	3,9	18,5	6,5	2,8	8,15	15	23,5
Kaupunkipuisto (13)	0,21	1,4	0,039	0,083	3,9	25	14	11	9,9	37	23
Teollisuusalue (7)	0,12	1,4	0,021	0,052	4,8	110	13	5,9	12	28	29
Pyörätienvarsi (6)	0,0685	1	0,008	0,0385	3,1	19	5,75	4,15	6,8	13,8	23
Liikunta-alue (6)	0,0655	1,15	0,005	0,0355	3,8	23,5	7,95	4,45	8,4	18,5	23,5
Virkistysalue (13)	0,051	1,1	0,005	0,039	4	22	6,7	3,6	11	18	27
Uimaranta (3)	0,11	1,2	0,005	0,03	3,7	21	5,4	3,2	8,2	19	29
Koulu/päiväkoti (10)	0,23	1,75	0,0295	0,13	5,05	32,5	13,5	7,2	10,5	49,5	27,5
Leikkipuisto (12)	0,072	1,3	0,0085	0,058	5,15	25	22	4,3	12	33	35
Junaradan/autotien vieressä (9)	0,11	1,1	0,024	0,074	4	23	7,5	5,8	9,7	25	28

Taulukko 10. PIMA-alkuaineiden maksimipitoisuudet maankäyttömuodoittain.

Maankäyttö	Sb	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Joutoalue (11)	1,6	2,2	0,12	0,63	9,2	2300	47	47	23	530	45
Metsämaa (10)	0,17	5,2	0,074	0,29	12	75	21	20	24	65	66
Kaupunkipuisto (13)	0,89	3,3	0,3	0,23	6,8	260	50	45	25	110	33
Teollisuusalue (7)	0,28	2,6	0,053	0,078	7,1	750	22	24	46	35	44
Pyörätienvarsi (6)	0,076	1,8	0,022	0,042	6,4	26	13	6,6	11	24	32
Liikunta-alue (6)	0,63	1,5	0,53	0,084	5,4	170	14	200	13	29	36
Virkistysalue (13)	0,12	2,2	0,056	0,087	5,2	28	13	17	13	25	37
Uimaranta (3)	0,16	1,7	0,03	0,12	5,8	32	33	11	14	56	29
Koulu/päiväkoti (10)	0,56	2,5	0,091	4,1	15	17000	76	88	50	200	46
Leikkipuisto (12)	0,35	3	0,53	0,17	19	83	96	6	38	80	93
Junaradan/autotien vieressä (9)	0,36	2,2	0,26	0,15	8,1	46	26	21	14	60	31

5.7 pH-mittaukset

Happolisäyksen jälkeen kaikkien näytteiden pH-arvot laskivat, mutta laskun suuruudessa havaittiin eroja näytteiden välillä. Pienempi pH muutos viittaa maaperän parempaan puskurikykyyn eli kykyyn vastustaa happamoitumista, kun taas voimakkaampi pH aleneminen kertoo heikommasta puskurikyvystä. Tulosten perusteella osa täyttömaista reagoi happolisäykseen voimakkaammin kuin luonnontilaisiksi arvioidut näytteet, mikä viittaa eroihin niiden kemiallisessa koostumuksessa. Happolisäyksen jälkeiset pH-arvot kuvaavat siten maaperän herkkyyttä happamoitumiselle sekä sen kykyä neutraloida happamia yhdisteitä.

Pienin normiarvo havaittiin moreeninäytteessä, jonka maankäyttöhistorian perusteella voidaan olettaa edustavan luonnontilaista maaperää. Suurimmat normiarvot puolestaan havaittiin hienosta täyttömaasta joutomaalla, hiekkamaasta uimaranta-alueella sekä vaihtelevasta täyttömaasta liikunta-alueella. Suurin poikkeama normiarvosta todettiin liikunta-alueen vaihtelevassa täyttömaassa. Taulukko 11. havainnollistaa pH-arvojen minimi- ja maksimit.

Taulukko 11. pH-arvojen minimi, maksimi ja suurin erotus.

MIN ennen	MIN jälkeen	MAX ennen	MAX jälkeen	Suurin erotus
4,4	3,5	7,5	6,6	3,3

5.8 Raekokoanalyysi

Raekokoanalyysin perusteella näytteiden koostumuksessa havaittiin selviä eroja.

Moreenin laaja raekokojakauma kuvastaa sen huonosti lajittunutta rakennetta, mikä on tyypillistä jäätikön kerrostamalle maalajille. Hiekkänäyte koostui pääasiassa 0,125–0,25 mm kokoisista rakeista, mikä osoittaa aineksen olevan hyvin lajittunutta.

Multanäytteessä korostuivat keski- ja hienorakeiset fraktiot, minkä lisäksi orgaaninen aines vaikuttaa sen ominaisuuksiin. Täyttömaat erosivat luonnonmaista vaihtelevamman raekokojakaumansa perusteella. Erityisesti vaihteleva täyttömaa sisälsi runsaasti sekä karkeita että hienoja lajitteita, mikä viittaa useista eri maa-aineksista koostuvaan täyttömateriaaliin. Hieno täyttömaa puolestaan painottui pääosin hienoihin ja keskirakeisiin fraktioihin. Tulokset osoittavat, että luonnonmaiden raekokojakaumat olivat pääosin niiden maalajityypille ominaisia, kun taas täyttömaiden koostumus oli selvästi heterogeenisempi. Maalajeissa useasti oli sekoittunut muitakin maalajeja, esimerkiksi puistossa saattoi olla multaa pintakerroksessa ja alla täyttömaata.

Eri maalajeille suoritettiin OMS-laboratoriossa raekokoanalyysi käyttäen seulaa materiaalin käsittelyyn. Taulukossa 12. löytyvät tulokset.

Taulukko 12. Raekokoanalyysin tulokset.

Seulakoot	Vaihteleva täyttömaa(g)	Moreeni (g)	Hieno täyttömaa (g)	Hiekka (g)	Multa (g)
8mm	109,6	641,28	0,02	0,96	47,37
4mm	66,51	225,61	206,95	1,3	22,45
2mm	81,82	91,2	157	6,28	23,18
1mm	106,92	53,04	152,55	22,34	57,73
0,5mm	178,39	33,83	174,34	128,83	200,04
0,25mm	140,87	11,62	125,02	385,47	250,67
0,125mm	115,61	14,38	74,68	413,48	167,38
0,063mm	72,29	5,84	50,73	27,52	77,06
pohja	46,85	9,35	43,14	13,31	46,55

6. TULOSTEN TULKINTA

Tutkimuksen kohde eli PIMA-alkuaineiden pitoisuudet sekä ylitykset Kemin maaperässä on havainnollistettu eri tavoin. Alkuainepitoisuudet vastaavat keskimäärin luontaisia ja paikallisia pitoisuuksia. Mediaaniarvojen perusteella ei ole havaittavissa kohonneita arvoja ja korkeat arvot ja ylitykset ovatkin harvassa ja paikoittain.

PIMA-kynnysarvojen ylityksiä tapahtui paikoittain. Arseeni, elohopea ja kadmium ylittivät kynnysrajan yhden kerran. Kromi ylitti kynnysarvon 10 eri näytepisteessä, ylittäen 5 kertaa alemman ohjearvon ja 3 kertaa ylemmän ohjearvon. Lyijy ylitti kynnysarvon kahdessa näytepisteessä. Sinkki ylitti kynnysarvon yhdessä näytepisteessä, mutta arvo oli niin suuri, että se samalla ylitti myös alemman ja ylemmän ohjearvon.

Rinnakkaisnäytteiden korrelaatio kertoimien tarkastelussa havaitaan virallisen näytepisteen ja rinnakkaisnäytteen erittäin suuri ero kromin yhdessä näytepisteessä (150 ppm ja 1400 ppm) mikä tukee teoriaa siitä, että täyttömaahan on sekoittunut jotain alkuperältään tuntematonta ainesta, joka nostaa näitä arvoja pistemäisin esiintymien paikoittain erittäin korkeiksi.

Rikkipitoisuuksia saatiin tutkittua pXRF-tutkimuksissa. Paikoittain havaittiin korkeitakin rikkipitoisuuksia, liittyen mahdolliseen ilmalaskeumaan alueen teollisuudesta.

PAH- ja PCB-tutkimuksessa havaittiin vain yhdessä näytepisteessä erittäin pieniä määritysrajan ylityksiä. Kyseiset PAH-yhdisteet, joissa ylityksiä tapahtui ovat bentso(a)antraseeni, fluoranteeni ja pyreeni. Nämä erittäin pienet havaintorajanylitykset voivat olla peräisin esimerkiksi metsäpaloista tai vastaavasta epätäydellisestä palamisesta. Lisäksi PAH-yhdisteet voivat kulkeutua ilmakehän kautta kauempaa, kuten liikenteen ja raskaan teollisuuden päästöistä, ja kertyä maaperään laskeuman seurauksena. Itse näytteenottopaikka oli pääosin raskaan liikenteen käyttämän ajotien ja vanhan junaradan vieressä oleva metsikkö mutta näin pieninä pitoisuuksina ei välttämättä liity antropogeeniseen päästölähteeseen. Vaikka alue on liikenteen solmukohta ja alueella on sijainnut ja edelleen sijaitsee raskasta teollisuutta sekä

lentokenttä ja kaivostoimintaa, PAH- ja PCB-pitoisuudet ovat hyvinkin alhaisella tasolla koko kaupungin mittakaavassa.

6.1 Maalajin vaikutus taustapitoisuuksiin

Maaperänäytteiden jakaminen eri maalajeihin on tässä tutkimuksessa suuntaa antavaa, sillä monissa näytteenottopaikoissa maannos koostui useista eri kerroksista ja erityisesti pintamaassa havaittiin eri maalajien sekoittumista. Paikoin esiintyi myös hyvin ohuita maakerroksia sekä selvästi ihmistoiminnan muokkaamia täyttömaita. PIMA-alkuaineiden pitoisuudet jakautuivat pääosin maalajien välillä luonnollisia pitoisuuksia vastaavasti, mutta kynnys- ja ohjearvojen ylityksiä sisältävissä pisteissä havaittiin usein poikkeavaa maa-ainesta tai maalajien sekoittumista.

Erityisesti multa- ja täyttömaissa esiintyi runsaasti hienoaainesta, joka kykenee sitomaan tehokkaasti metalleja. Hienojakoiset maalajit, kuten savi ja moreenin hienoaaines, pidättävät itseensä monia raskasmetalleja huomattavasti tehokkaammin kuin karkearakeiset maat (Alloway 1995). Yleisesti luonnollisissa maannoksissa pitoisuudet pääosin alhaiset, mutta moreenissa paikoittain koholla kallioperän vaikutuksesta

Tämä näkyi myös tutkimustuloksissa esimerkiksi lyijyn kohonneina pitoisuuksina hienoaainespitoisissa näytteissä. Kaupunkimaat eroavat luonnontilaisista maista siinä, että ihmistoiminnan vaikutus näkyy niissä usein voimakkaammin ja maaperä voi sisältää rakennus- tai teollisuusperäistä materiaalia. Biasiolin ym. (2006) mukaan kaupunkialueiden maaperä sisältää usein enemmän haitta-aineita kuin ympäröivät luonnolliset alueet juuri pitkäaikaisen ihmistoiminnan seurauksena.

Tutkimuksen korkeimmat kromipitoisuudet havaittiin pisteessä, jossa todettiin myös muiden alkuaineiden olevan poikkeuksellisen korkeita. Kyseisessä kohdassa havaittiin selkeää maalajien sekoittumista sekä materiaalia, joka ei ollut luonnollista alkuperää. Vastaavaa sekoittumista havaittiin myös muualla tutkimusalueella, ja se näkyi paikoin erittäin korkeina metallipitoisuuksina analyysituloksissa.

Arseenin kynnysarvon ylitys havaittiin moreenimaassa sijaitsevassa näytepisteessä. Alue on käytettävissä olevien historiallisten tietojen perusteella luonnontilainen, joten kohonnut pitoisuus voi liittyä paikalliseen pienimuotoiseen mineralisaatioon, josta arseenipitoista ainesta on kulkeutunut pintamaahan. Lisäksi alueella esiintyvien happamien sulfaattimaiden mahdollisuutta ei voida sulkea pois. Kemin alue kuuluu Kemin metalliprovinssiin, minkä vuoksi myös luonnontilaisessa maaperässä voidaan paikoin havaita tavanomaista korkeampia metallipitoisuuksia.

Elohopean kynnysarvon ylittävä näyte löytyi mullasta. Valmistettu multa voi sisältää useista eri lähteistä peräisin olevia materiaaleja, kuten jätevedenpuhdistamojen lietettä, biojätettä, orgaanista rakennusjätettä sekä muita maa-aineksia, joissa haitta-ainepitoisuudet voivat olla luonnollisia taustapitoisuuksia suurempia. Puistomulta valmistetaan usein erilaisista kierrätetyistä maa- ja bioainesmateriaaleista, minkä vuoksi sen geokemiallinen koostumus ei välttämättä vastaa paikallisen luonnonmaan pitoisuuksia.

Näytepisteessä multakerroksen alapuolella havaittiin lisäksi täyttömaata. Täyttömaat koostuvat usein eri alkuperää olevista maa-aineksista ja rakennusperäisistä materiaaleista, minkä vuoksi niiden sisältämien haitta-aineiden lähdettä on vaikea yksilöidä. Tästä syystä kohonnut elohopeapitoisuudet voivat olla peräisin useista erilaisista ihmistoiminnan aiheuttamista kuormituslähteistä.

Kadmiumin kynnysarvo ylittyi yhdessä näytepisteessä, jonka maalaji oli multa. Multaa esiintyi koko näytekuopan syvyydellä, ja sen rakenne oli hyvin tiivis. Silmämääräisten havaintojen perusteella maannos vaikutti vanhalta ja pitkään häiriintymättömänä olleelta. Kohonnut kadmiumpitoisuus viittaa kuitenkin antropogeeniseen eli ihmistoiminnan aiheuttamaan kuormitukseen. Kadmium kulkeutuu tehokkaasti myös ilmateitse ja sitoutuu herkästi orgaaniseen ainekseen, minkä vuoksi sitä voi ajan myötä rikastua maaperän pintakerrokseen erityisesti taajama-alueilla.

Kromin osalta tutkimuksessa havaittiin kymmenessä näytepisteessä paikoin erittäin korkeita pitoisuuksia. Tuloksia tarkasteltaessa korkeat kromipitoisuudet liittyivät selvästi erilaisiin täyttömaihin. Täyttömaiksi luokiteltiin maa-ainekset, joissa esiintyi

sekoittuneita maalajeja sekä rakennus- ja maarakennustoiminnasta peräisin olevaa, muualta tuotua ainesta. Kuudessa näytepisteessä maalaji oli selvästi hyvin sekalaista täyttömaata, ja samoissa pisteissä havaittiin usein myös muiden alkuaineiden, kuten molybdeenin, kohonneita pitoisuuksia.

Tutkimuksen korkein kromipitoisuus, 17 000 mg/kg, havaittiin pisteessä, jossa ohuen multakerroksen alla esiintyi hienorakeista täyttömaata. Vastaava ilmiö havaittiin myös toisessa näytepisteessä, jossa kromipitoisuus oli pienempi mutta ylitti silti kynnysarvon. Lisäksi kahdessa muussa pisteessä havaittiin hienorakeista täyttömaata, jossa kromipitoisuudet olivat koholla. Tulosten perusteella korkeat kromipitoisuudet näyttävät olevan voimakkaasti yhteydessä täyttömaihin ja niiden vaihtelevaan koostumukseen.

Maalajikohtaisessa tarkastelussa havaittiin, että moreenin kromipitoisuuden mediaani oli 46 mg/kg, mikä vastaa hyvin alueen luonnollista taustapitoisuutta. Mullan ja täyttömaiden mediaanipitoisuudet olivat puolestaan lähempänä 20 mg/kg. Tästä huolimatta kaikkein korkeimmat kromipitoisuudet löytyivät juuri mullasta ja täyttömaista, mikä viittaa paikallisiin antropogeenisiin kuormituslähteisiin ja maainesten sekoittumiseen joko niiden valmistuessa tai levitysvaiheessa.

Lyijyn kynnysarvo ylittyi kahdessa näytepisteessä, joista toinen oli maalajiltaan hiekkaa ja toinen multaa. Multamaassa havaittu pitoisuus löytyi samasta näytepisteestä, jossa todettiin myös kadmiumin kynnysarvon ylitys. Kohonnut lyijypitoisuus voi olla osittain peräisin itse multamateriaalista, mutta alueen käyttöhistoria huomioiden myös ilmalaskeuman ja liikenteen vaikutus on mahdollinen. Näytepiste sijaitsi vanhan koulun pihalla, ja lyijyä on aikaisemmin vapautunut ympäristöön muun muassa autojen pakokaasuista. Lyijy sitoutuu tehokkaasti orgaaniseen ainekseen, minkä vuoksi sitä voi rikastua multapitoiseen pintamaahan pitkän ajan kuluessa.

Hiekkaisessa näytteessä havaittu lyijypitoisuus oli niin korkea, ettei sitä voida pitää luonnollisena taustapitoisuutena, vaan antropogeeninen kuormitus on todennäköinen. Alueella tiedetään sijainneen ampumaratatoimintaa, minkä vuoksi kohonneen pitoisuuden voidaan arvioida liittyvän kyseiseen toimintaan. Ampumaratojen on useissa

tutkimuksissa todettu aiheuttavan maaperän lyijykuormitusta, ja havainto vastaa hyvin aikaisempia tutkimustuloksia (Naumanen 2002; Peltola 2003).

Sinkin kynnysarvon ylittävä näytepiste oli maalajiltaan multaa. Alueella oli havaittavissa vanhaan toimintaan viittaavia rakenteiden jäänteitä sekä paikoin sekalaista romua mullan seassa, mikä viittaa ihmistoiminnan aiheuttamaan kuormitukseen. Sinkkiä käytetään yleisesti metallirakenteissa ja pinnoitteissa, minkä vuoksi rakennus- ja metallijäte voivat nostaa maaperän sinkkipitoisuuksia erityisesti täyttö- ja pintamaissa.

6.2 Maankäytön vaikutus tuloksiin

Maankäyttömuotojen mediaanipitoisuuksia tarkasteltaessa havaittiin erityisesti teollisuusalueiden kromipitoisuuksien olevan selvästi muita alueita korkeampia. Kromin kohdalla pitoisuudet olivat paikoin niin suuria, että ne vaikuttivat jo koko maankäyttöluokan mediaaniarvoihin. Näissä pisteissä korkeat pitoisuudet liittyvät todennäköisesti antropogeeniseen kuormitukseen. Rakennetuissa ympäristöissä ja täyttömailla maa-aines voi olla alkuperältään hyvin sekalaista, minkä vuoksi yksittäisen kuormituslähteen tunnistaminen on usein haastavaa.

Tuloksien näytepistekarttaa ja sitä kautta tuloksia tarkastellessa useilla alkuaineilla havaittiin sama trendi alueellisessa sijoittumisessa eli Kemin keskustan alueella monen alkuaineen kannalta itä-länsi suuntainen anomalia, jolle ei ole varsinaista syytä havaittu. Kyseiset näytepisteet ovat pääosin rakennettuja alueita ja mahdollisuus ilmalaskeumaan on realistinen vaihtoehto. Erityisesti kadmiumilla on korkea mukautuvuus tähän anomaliaan ja pudotus on jyrkkä, kun siirrytään kauemmaksi tältä alueelta.

Maksimipitoisuuksia tarkasteltaessa havaittiin useita PIMA-kynnysarvojen ylityksiä eri maankäyttömuodoissa. Arseenin kynnysarvon ylitys havaittiin luonnontilaisessa metsämaassa, joka oli tutkimuksen perusteella ainoa täysin luonnontilainen näytepiste, jossa kynnysarvo ylittyi. Elohopean ylitys havaittiin leikkipuistossa ja kadmiumin ylitys koulun pihalla. Kromin kynnysarvon ylityksiä havaittiin joutoalueilla, kaupunkipuistoissa, teollisuusalueilla, liikunta-alueilla sekä koulun pihalla. Lyijyn

ylityksiä esiintyi liikunta-alueella ja koulun pihalla, kun taas sinkin ylitys havaittiin joutoalueella.

Tulosten perusteella korkeimmat pitoisuudet sijoittuivat pääasiassa alueille, joilla ihmistoiminnan vaikutus oli havaittavissa. Vaikka tutkimuskohteiden ei tiedetä olevan varsinaisesti pilaantuneita alueita, monilla pisteillä havaittiin viitteitä ihmistoiminnasta, kuten romua tai täyttömaiden sekalaista koostumusta. Näytteenottopaikkoja ei myöskään valittu tarkoituksellisesti tunnetuilta tai epäillyiltä pilaantuneilta alueilta. Yleisesti pitoisuudet jakautuivat melko vaihtelevasti, mutta keskusta-alueilla pitoisuudet olivat keskimäärin korkeampia kuin haja-asutusalueilla. Tämä on tyypillistä kaupunkiympäristöissä, joissa kuormitusta syntyy useista eri lähteistä.

Teollisuusalueilla havaittiin keskimäärin korkeampia pitoisuuksia erityisesti kromin osalta. Myös antimoni, elohopea ja sinkki olivat paikoin hieman muuta aluetta korkeammalla tasolla, mutta erot eivät olleet yhtä selkeitä. Alueen läheisyydessä sijaitseva raskasteollisuus, kuten kaivos sekä Tornion terästehdas, voivat pitkän toimintansa seurauksena vaikuttaa alueen taustapitoisuuksiin esimerkiksi ilmalaskeuman kautta. Antimonia, elohopeaa, kadmiumia ja lyijyä esiintyy maaperässä luonnostaan melko pieninä pitoisuuksina, mutta erityisesti taajamien pintamaissa niiden pitoisuudet ovat usein selvästi korkeampia ilmalaskeuman ja muun hajakuormituksen seurauksena (Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007).

6.3 Alueelliset ja geologiset tekijät

Kemin kaupunki sijaitsee geokemiallisella metalliprovinsilla, mikä on huomioitava tutkimustulosten tulkinnassa. Tutkimuksen luonnontilaisista näytepisteistä saadut pitoisuudet vastasivat pääosin hyvin alueelle aikaisemmin määriteltäviä luonnollisia taustapitoisuuksia (Koljonen 1992; Eklund 2008). Tämä viittaa siihen, että alueen kallioperä vaikuttaa merkittävästi maaperän alkuainepitoisuuksiin myös ilman ihmistoiminnan vaikutusta.

Erityisesti kromin osalta Kemin alueen kallioperä ja läheinen kromiittiesiintymä näkyvät luonnontilaisten alueiden pitoisuuksissa. Luonnontilaisissa moreeninäytteissä

kromipitoisuudet mukailevat hyvin aikaisemmissa tutkimuksissa määritellyjä alueellisia taustapitoisuuksia (Koljonen 1992; Eklund 2008). Sen sijaan tutkimuksen korkeimmat kromipitoisuudet havaittiin täyttömaissa ja mullassa, jotka olivat selvästi rakennettuja ja ihmistoiminnan muokkaamia ympäristöjä. Näin korkeita pitoisuuksia ei voida pitää pelkästään luonnollisen geologisen taustan aiheuttamina, vaan niiden taustalla on todennäköisesti antropogeeninen kuormitus tai rakennettuihin maa-aineksiin liittyvä materiaalien sekoittuminen.

Kemin alueen geologialla on merkittävä vaikutus maaperässä havaittuihin alkuainepitoisuuksiin ja siten myös geokemiallisen taustapitoisuuskartoituksen tuloksiin. Tutkimusalueen kallioperä koostuu useista erilaisista kivilajeista, kuten gabroista, diabaaseista, dioriiteista, tonaliiteista, graniiteista ja emäksisistä vulkaniiteista ja niiden geokemiallinen koostumus poikkeaa toisistaan.

Alueella esiintyvät mafiset kivilajit kuten gabro ja diabaasi sisältävät geokemiallisen koostumuksensa perusteella tyypillisesti enemmän nikkeliä, kromia, kobolttia ja vanadiinia kuin happamat kivilajit. Tämän vuoksi näiden alkuaineiden kohonneet pitoisuudet voivat osittain heijastaa alueen luonnollista geologista taustaa eikä pelkästään ihmistoiminnan vaikutuksia. Esimerkkinä tuloksissa havaituista kallioperän vaikutuksista on moreenin ja hiekan paikoittain korkeahkot tulokset ja erityisesti arseenin kynnysarvon ylitys.

Tuloksissa havaittiin lisäksi tutkimusalueen poikki länsi–itäsuuntainen monimetallianomalia, jonka alkuperä saattaa liittyä alueen kallioperään. Kaupungin länsipuolella meren alla sijaitsee gabro- ja diabaasiesiintymiä, joista jäätikkö on voinut kuluttaa ja irrottaa kiviainesta viimeisimmän jäätiköitymisen aikana. Jään pääasiallisen kulkusuunnan ollessa lännestä tai länsiluoteesta itään, on mahdollista, että mafisista kivilajeista peräisin olevaa ainesta on kulkeutunut tutkimusalueelle moreenin mukana. Tämä voisi osaltaan selittää havaittua länsi–itäsuuntaista alkuaineiden rikastumisviuhkaa. Tulkinta on kuitenkin suuntaa antava, eikä aineiston perusteella voida yksiselitteisesti osoittaa anomalian alkuperää.

Paikoin on toki mahdollista, että korkeat pitoisuudet voivat johtua luonnollisista ilmiöistä, mikäli näin on sattunut kohdalle. Tuloksien vertailu kuitenkin olemassa olevaan materiaaliin alueen alkuainepitoisuuksista (Taulukko 13) todistaa, että todella suuret ylitykset eivät ole luonnollista alkuperää. Kuitenkin kromipitoisuudet ovat kohtalaisen alhaisella tasolla, vaikka tutkimusalue sijaitseekin paikoittain kromimalmin päällä.

Tutkimusalueella havaitut paikoin kohonneet alkuainepitoisuudet voivat osittain liittyä myös happamien sulfaattimaiden (HASU-maiden) esiintymiseen. Happamille sulfaattimaille on tyypillistä metallien liukeneminen ja rikastuminen maaperässä, mikä voi näkyä kohonneina alkuainepitoisuuksina pintamaassa. Tämän vuoksi osa havaituista korkeista pitoisuuksista saattaa johtua alueen luonnollisista maaperäolosuhteista eikä pelkästään ihmistoiminnasta tai täyttömaista.

Tutkimusalueen pohjoisosissa havaitut alhaisemmat pitoisuustasot voivat puolestaan liittyä Kemijoen vaikutukseen. Joen kuljettamat lajittuneet hiekat ja tulvakerrostumat ovat voineet peittää alleen paikallisia geokemiallisia piirteitä sekä laimentaa alkuainepitoisuuksia. Tämä voi osaltaan selittää pohjoisosan muuta tutkimusaluetta matalampia pitoisuustasoja.

Taulukko 13. Tulosvertailua Kemin kartoitustuloksien, metalliprovinssin lukemien (Eklund 2008), moreenin hienoaineksen mediaaniarvojen (Koljonen 1992) ja luontaisen taustapitoisuuden välillä (VNa 214/2007) (mg/kg).

	Sb	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Mediaani	0,0905	1,3	0,0135	0,056	4,15	24,5	11	5,25	10	24,5	27
Kemin alueen mediaani (Eklund)					8,2	32,7	20,4		16,5	25,6	46
Luont. Pitoisuus	0,02	1	0,005	0,03	8	31	22	5	17	31	38
Kynnysarvo	2	5	0,5	1	20	100	100	60	50	200	100

Verrattaessa Kemin taustapitoisuuskartoituksen mediaaniarvoja muihin taajaamageokemiallisiin kartoituksiin (Taulukko 14.) havaitaan, että Kemin tulokset sopivat hyvin linjaan muiden kanssa. Näistä Kemi, Tampere, Kuopio ja Hämeenlinna sijaitsevat arseeni- ja metalliprovinsseilla ja Kemin tuloksia verrattuna Tampereen tuloksiin niin Tampereella tulokset ovat silti korkeammat kuin Kemissä.

Eri kaupunkien taajama-alueiden pintamaiden (0-10 cm) PIMA-alkuaineiden mediaaniarvojen vertailu ja PIMA-asetuksen kynnysarvot (VNa 214/2007) (mg/kg). Lähteinä GTK:n aikaisemmin tekemät taajamien taustapitoisuuskartoitukset Rovaniemellä (Valkama, 2017), Oulussa (Tarvainen & Eklund, 2017), Kuopiossa (Tornivaara et al. 2016), Tampereella (Tarvainen et al. 2013) ja Hämeenlinnassa (Tarvainen 2011).

Taulukko 14. Vertailu eri kaupunkien välillä.

	Kemi	Rovaniemi	Oulu	Kuopio	Tampere	Hämeenlinna	Kynnysarvo
Antimoni	0,09	0,09	< 0,2	0,08	0,30	0,18	2
Arseeni	1,30	1,20	1,3	1,5	7,56	8,9	5
Elohopea	0,0135	0,011	0,031	0,014	0,029	0,043	0,5
Kadmium	0,06	0,04	0,05	0,06	0,15	0,14	1
Koboltti	4,15	5,40	1,9	6,8	9,50	8,4	20
Kromi	24,50	27,60	11,2	21,7	38,80	35,6	100
Kupari	11,00	17,50	8,5	20	25,60	27	100
Lyijy	5,25	4,00	4,8	4,9	12,30	12,7	60
Nikkeli	10,00	11,60	5	14,4	18,40	15,8	50
Sinkki	24,50	23,60	19,2	45,9	84,90	75,9	200
Vanadiini	27,00	30,50	15,6	32,9	48,10	45,5	100

6.4 pXRF-analyysi ja menetelmien vertailu

Laboratorioanalyysien ja pXRF-laitteen Geochem-mittausmoodin tuloksia vertailtaessa havaittiin, että menetelmien välinen korrelaatio oli yleensä hyvä silloin, kun näytteissä esiintyi selvästi kohonneita pitoisuuksia. Tulosten vaihteluun vaikutti kuitenkin myös näytteiden orgaanisen aineksen määrä, sillä maaperän ominaisuudet ja kasvillisuuden vaihtelu voivat aiheuttaa poikkeamia pXRF-mittauksiin ja häiritä esimerkiksi kuparin määrittystä (Jenkins 2025).

Tulosten vertailua vaikeutti osittain se, että PIMA-asetuksen kynnysarvot ja käytetyn mittauss moodin havaitsemisrajat eivät kaikilta osin vastanneet toisiaan. Tämä korostui erityisesti elohopean ja antimonin kohdalla. pXRF määritykset elohopealla oli niin alhaiset pitoisuudet eli käytännössä pXRF ei saa sitä analysoitua ja laboratoriossa se on kuitenkin saatu.

Laboratorioanalyysissä käytetty kuningasvesiuutto ja kenttämittauksissa käytetty pXRF-analyysi eivät ole täysin vertailukelpoisia menetelmiä, sillä ne perustuvat erilaisiin analyysiperiaatteisiin. Kuningasvesiuutto on osittaisuuttomenetelmä, jossa määritetään näytteestä liukeneva alkuainefraktio, kun taas pXRF-menetelmä mittaa näytteen kokonaisalkuainepitoisuuksia ilman kemiallista uuttoa. Tämän vuoksi menetelmien tuottamia pitoisuuksia ei voida suoraan verrata keskenään.

Aikaisemmissa tutkimuksissa on kuitenkin osoitettu, että monien alkuaineiden pitoisuustasot ovat kuningasvesiuutto- ja pXRF-menetelmillä määritettyinä usein samalla tasolla, mikä mahdollistaa tulosten suuntaa antavan vertailun (Sarala ym. 2015; Sarala, 2016). Erityisesti korkeammilla pitoisuuksilla menetelmien välinen vastaavuus on yleensä hyvä. Sen sijaan hyvin alhaisilla pitoisuuksilla pXRF-laitteen määrittysraja voi rajoittaa luotettavaa pitoisuuksien määrittystä, jolloin absoluuttisia pitoisuuksia ei välttämättä saada määritettyä. Tämän kaltaisissa tapauksissa tulosta voidaan kuitenkin pitää indikaationa siitä, että alkuainepitoisuudet ovat alhaisia ja todennäköisesti jäävät ympäristöhallinnon PIMA-asetuksessa määritettyjen kynnysarvojen alapuolelle.

Yleisesti arvioiden jokin toinen mittauss moodi olisi voinut soveltua paremmin näin laajan näytesarjan analysointiin. Tässä tutkimuksessa tavoitteena oli kuitenkin nimenomaan testata Geochem-moodin soveltuvuutta raakanäytenappien analysointiin taustapitoisuustutkimuksessa. Vaikka pXRF:llä ei saanutkaan mitattua kaikkein alhaisimpia pitoisuuksia, sitä voidaan pitää lähtökohtaisesti hyvänä tuloksena. Ainakin se kertoo siitä, että pitoisuudet ovat maaperässä alhaisella tasolla ja PIMA-ongelmaa ei todennäköisesti silloin esiinny.

7. YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä Pro gradu -tutkielmassa suoritettiin pintageokemiallinen taustapitoisuuskartoitus Kemin kaupungin alueella yhteistyössä Kemin kaupungin kanssa. Tutkimuksen pääpaino oli erityisesti PIMA-alkuaineiden pitoisuuksissa sekä mahdollisissa kynnysarvojen ylityksissä kaupungin alueella. Tutkimuksessa käytettiin yhteensä 100 kpl näytteenottopistettä, jotka muodostivat laajan koko kaupungin kattavan näytteenottoverkoston. Jokaisesta näytteenottopisteestä otettiin ohjeistuksen mukaisesti noin 10 cm syvyydeltä pintamaasta maa-ainesnäyte.

Jokaisesta näytteenottokuopasta otettiin kaksi rinnakkaista maaperänäytettä, joista toinen toimitettiin kaupalliseen laboratorioon analysoitavaksi ja toinen Oulun yliopiston OMS-laboratorioon pXRF-analyysiä varten. Lisäksi tutkimuksessa otettiin 10 duplikaattinäytettä laadunvarmistusta varten. Joka kymmenennestä näytepisteestä otettiin myös erilliset näytteet PAH- ja PCB-yhdisteiden analysointia varten. Tutkimuksen yhteydessä suoritettiin lisäksi maaperän pH-määrittelyksiä sekä maalajien raekokoanalyysijä.

Kartoituksen tuloksissa havaittiin useita PIMA-asetuksen (VNa 214/2007) kynnysarvojen ylityksiä. Arseenilla todettiin yksi lievä kynnysarvon ylitys (5,2 mg/kg; kynnysarvo 5 mg/kg) metsäalueella sijaitsevassa luonnontilaisessa näytepisteessä, mikä viittaa mahdollisesti alueen luontaiseen pitoisuuteen. Elohopealla havaittiin yksi kynnysarvon ylitys (0,53 mg/kg; kynnysarvo 0,5 mg/kg) leikkikentän multakerroksessa. Kadmiumilla todettiin yksi kynnysarvon ylitys (4,1 mg/kg; kynnysarvo 1 mg/kg) koulunpihan näytepisteessä, jossa havaittiin samanaikaisesti myös kohonneita lyijypitoisuuksia.

Kromilla havaittiin yhteensä kymmenen kynnysarvon ylitystä, joista viisi ylitti alemman ohjearvon ja kolme ylemmän ohjearvon. Mitatut pitoisuudet olivat 110–17 000 mg/kg, kun kromin kynnysarvo on 100 mg/kg. Näytepisteet sijaitsivat rakennetuilla alueilla, ja sekä pinta- että pohjamaassa havaittiin selviä merkkejä antropogeenisestä kuormituslähteestä, minkä vuoksi pitoisuuksia ei voida pitää luontaisina taustapitoisuuksina. Erityisesti korkeimman pitoisuuden sisältänyt näytepiste (17 000

mg/kg) sisälsi myös muita kohonneita metallipitoisuuksia. Kyseisessä pisteessä pintamaa oli multaa, mutta sen alla esiintyi täyttömaata, minkä vuoksi maa-ainesten sekoittuminen on todennäköistä.

Lyijyllä todettiin kaksi kynnysarvon ylitystä (88 mg/kg ja 200 mg/kg; kynnysarvo 60 mg/kg), joista toinen havaittiin metsäalueen hiekkamaassa. Sinkillä havaittiin yksi näytepiste, jossa ylittyivät kynnysarvo sekä alempi ja ylempi ohjearvo. Sinkkipitoisuus oli 530 mg/kg, kun kynnysarvo on 200 mg/kg. Näytepiste sijaitsi alueella, jossa oli aiemmin purettu rakennuksia tai rakenteita, ja maannoksessa havaittiin luontoon kuulumattomia materiaaleja.

Antimonin, koboltin ja kuparin korkeimmat pitoisuudet jäivät hieman alle kynnysarvojen. Nikkelin korkein mitattu pitoisuus vastasi kynnysarvoa, minkä vuoksi sitä ei tulkittu kynnysarvon ylitykseksi. PAH- ja PCB-yhdisteiden tutkimuksessa ei havaittu yhtään kynnysarvojen ylityksiä. Vain yhdessä näytepisteessä oli määrittämisrajan ylittäviä pitoisuuksia pienissä määrin.

Maalajeittain tarkasteltuna tutkimuksessa ei havaittu erityisen suuria eroja pitoisuuksissa, vaikka täyttömaissa esiintyi yleisesti hieman korkeampia pitoisuuksia kuin luonnollisissa maalajeissa. Selvästi korkeimmat kromipitoisuudet havaittiin täyttömaissa ja mullassa. Hiekkänäytteessä havaittiin korkea lyijypitoisuus, kun taas mullasta löytyi kohonneita elohopea-, kadmium-, kromi-, lyijy- ja sinkkipitoisuuksia. Näissä multänäytepisteissä havaittiin kuitenkin lähes aina viitteitä myös pohjamaalajin sekoittumisesta sekä hyvin sekalaista maa-ainesta ja paikoin jopa luontoon kuulumattomia materiaaleja.

Mullan ja täyttömaiden kohdalla on huomioitava, että ne eivät yleensä kuvaa alueen luonnollista taustapitoisuutta samalla tavalla kuin luonnontilainen pohjamaa. Lisäksi pintamaan ja sen alapuolisen maa-aineksen sekoittuminen on rakennetuissa ympäristöissä yleistä. Tästä syystä erityisesti erittäin korkeat pitoisuudet viittaavat usein ihmistoiminnan vaikutukseen eivätkä pelkästään alueen luonnolliseen geokemiaan. Esimerkiksi tutkimuksen korkein sinkkipitoisuus havaittiin alueella, joka oli ollut

pitkään hoitamattomana ja jossa esiintyi runsaasti orgaanista ainesta, puustoa, jätettä sekä paksu multakerros.

Luonnontilaisiksi arvioiduissa näytepisteissä pitoisuudet vastasivat pääosin hyvin alueelle aikaisemmin määriteltyjä luonnollisia taustapitoisuuksia. Tästä syystä arseenin kynnysarvon ylitys luonnontilaisessa moreenimaassa oli poikkeuksellinen havainto ja viittaa alueen kallioperän sekä maaperän luonnolliseen geokemialliseen vaihteluun sekä normaaleihin paikoittain korkeahkoihin pitoisuuksiin. Mediaanipitoisuuksia tarkasteltaessa yleinen havainto oli, että tulokset vastasivat melko hyvin tunnettuja alueellisia taustapitoisuuksia.

Maankäyttömuodottain tarkastettuna ainoastaan kromin arvot nostivat mediaanin yli kynnysrajan. Kuitenkaan yleisesti maankäyttömuodolla ei ollut suurta vaikutusta vaan jakautuminen oli tasaista.

Tutkimuksessa otettiin myös jokaista maalajia edustava raekokoanalyysi, eli noin 1 kg maaperänäytettä, joka seulottiin, jolloin saatiin tuloksia jakautumisesta. Jokaisesta maaperänäytteestä otettiin myös pH-arvo ylös.

Tuloksista laskettiin myös SSTP-arvot, joita voidaan käyttää tutkittaessa maaperän pilantuneisuutta. Arvot eivät ylittäneet raja-arvoja.

Tarkasteltaessa pXRF-analyysin tuloksia sekä vertaamalla niitä laboratorioanalyyseihin ja PIMA-asetuksen raja-arvoihin voidaan todeta, että käytetty Geochem-mittausmoodi soveltui parhaiten tilanteisiin, joissa alkuainepitoisuudet olivat selvästi koholla.

Pääasiassa pXRF on totaalimääritys ja laboratorio olosuhteissa toteutettu kuningasvesiuutto on osittaisuutto eli menetelmät periaatteessa erit, mutta silti perusmetallit korreloivat keskenään ajoittain erittäin hyvin.

Matalilla pitoisuuksilla menetelmän tarkkuus ja vertailtavuus laboratorioanalyyseihin jäivät heikommiksi. Suoraan maannoksesta valmistettujen näytenappien käyttö voi soveltua tietynlaisiin tutkimuksiin ja nopeaan kenttäarviointiin, mutta tässä tutkimuksessa käytetty yhdistelmä ei tuottanut kaikilta osin riittävän tarkkoja tuloksia taustapitoisuuksien arviointiin. Tulosten perusteella olisi hyödyllistä testata jatkossa

myös muita pXRF-laitteen mittaamoodeja sekä erilaisia näytteenkäsittelymenetelmiä. Kuitenkin perusmetallit, ja osa PIMA-metalleista korreloi hyvin toisiaan, jolloin koetta voidaan pitää onnistuneena.

Lopputulena voidaan todeta, että vaikka korkeita ylityksiä on toki havaittu, niille on aina jonkinlainen syy. Vaikka esimerkiksi kromi ylitti 10 kertaa kynnysarvon ja alemman sekä ylemmän ohjearvon, yleisesti kromipitoisuuksien mediaani oli jopa alempana kuin metalliprovinssin alkuperäiset määritellyt lukemat. Luonnollisessa taustassa ei ole havaittavissa hälyttävyyttä Kemin tuloksissa vaan ongelmat ovat rakennetuilla alueilla ja erityisesti täyttömaissa. Tapauskohtainen puhdistustarpeen arviointi varsinkin maankäyttömuotoja tarkastelleessa voisi olla varteenotettava vaihtoehto. Kannettavan XRF:n tulokset myös sopivat hyvin kuvaan ja antaa suuntaa alkuainepitoisuuksista maaperässä. Tulokset tullaan liittämään myös valtakunnallisen taustapitoisuusrekisterin tietokantaan.

Tämän tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää tulevaisuudessa maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa sekä maa-ainesten hyödyntämisen suunnittelussa. Taustapitoisuuskartoitus auttaa erottamaan luontaisesti kohonneet metallipitoisuudet ihmistoiminnan aiheuttamasta kuormituksesta, mikä tukee PIMA-asetuksen mukaista riskinarviointia ja mahdollisten pilaantuneiden alueiden tunnistamista. Lisäksi tuloksia voidaan käyttää esimerkiksi MASA-asetuksen mukaisessa maa-ainesten hyötykäytön arvioinnissa sekä alueellisten taustapitoisuuksien vertailuaineistona tulevilla tutkimuksilla.

LÄHDELUETTELO

Alloway, B. J. 1995. *Heavy metals in soils* (2nd ed.). Blackie Academic & Professional.

Autiola, M., Suonperä, E., Suvanto, S., Napari, M., Nylund, M., Kupiainen, V., Vienonen, S., Forsman., Suikkanen, T., Auri, J., Boman, A., Mattbäck, S. 2022. Happamien sulfaattimaiden kansallinen opas rakennusoppaisiin. Opas happamien sulfaattimaiden huomioimiseen ja vaikutusten hallintaan.

https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/163782/YM_2022_3.pdf

Bartlett, R. and James, B. 1979, Behavior of Chromium in Soils: III. Oxidation. *Journal of Environmental Quality*, 8: 31-35.

<https://doi.org/10.2134/jeq1979.00472425000800010008x>

Biasioli, M., Barberis, R., & Ajmone-Marsan, F. 2006. The influence of a large city on some soil properties and metals content. *Science of the Total Environment*, 356(1–3), 154–164.

Bilker-Koivula, M., Virtanen, H., Näränen, J., Oja, T., Ruotsalainen, H. & Mäkinen, J. 2021. Forty-three years of absolute gravity observations of the Fennoscandian postglacial rebound in Finland. *Journal of Geodesy* 95, 18.

<https://doi.org/10.1007/s00190-020-01470-9>

Eklund, M. 2008. Valtakunnalliset taustapitoisuusprovinssit maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, Geologian laitos, 60 s.

EuroGeoSurveys, 2015. Urban geochemical mapping manual.

<https://eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2022/11/Urban-Geochemical-Mapping-Manual.pdf>

European Commission. 2025. Soil Monitoring Law (Directive (EU) 2025/2360).

European Commission — Soil health overview.

European Commission. 2006. Soil protection - The story behind the Strategy. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 25 s.

European Parliament & Council of the European Union. 2025. Directive (EU) 2025/2360 of the European Parliament and of the Council on soil monitoring and resilience (Official Journal L ___, 26.11.2025). Saatavilla: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2025/2360/oj/eng>

Filella, M., Williams, P. A. & Belzile, N. 2009. Antimony in the environment: knowns and unknowns. *Environmental Chemistry*, 6, 95–105. <https://doi.org/10.1071/EN09007>

GWM-Engineering Oy. 2025. Rilsan pussit haihtuville yhdisteille. Saatavilla: <https://gwm-engineering.fi/fi/tuoteryhmat/maaperanaytteenotto-pilaantuneidenmaa-alueiden-kunnostus/rilsan-pussit-haihtuvia-yhdisteita-sisaltaville-naytteille> (Viitattu 11.10.2025).

Hallanaro, E.-L. & Loukola-Ruskeeniemi, K. 2014. *Arseenia kalliassa! – ja mitä siitä seuraa?*. Geologian tutkimuskeskus, Erillisjulkaisu 89, 107 s.

Hatakka, T., Nuottimäki, K., Sarala, P., Taivalkoski, A. & Tarvainen, T. 2015. KenttäXRF-analysaattorin soveltuvuus geokemiallisiin taustapitoisuustutkimuksiin. Geologian tutkimuskeskus, Arkistoraportti 97/2015, 112 s.

Hatakka, T., Tarvainen, T., Eklund, M., Luoma, S. & Jarva J. 2014. Lahden taajamaalueiden maaperän taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus. Arkistoraportti 110/2014, 76 s.

He, M., Tian, L., Braaten, H. F. V., Wu, Q., Luo, J., Cai, L.-M., Meng, J.-H. & Lin, Y. 2019. *Mercury–Organic Matter Interactions in Soils and Sediments: Angel or Devil?* *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 102, 1–8.

Heikkinen, P. 2000. Haitta-aineiden sitoutuminen ja kulkeutuminen maaperässä: Retention and migration of harmful substances in the soil. Geologian tutkimuskeskus.

Huhtelin, T. 2015. Chapter 3.4 – The Kemi Chromite Deposit. In W. D. Maier, R. Lahtinen & H. O'Brien (Eds.), *Mineral Deposits of Finland* (ss. 165–178). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-410438-9.00006-6>

Jarva, J. 2012. Espoon kaupungin pintamaan taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus, Arkistoraportti 1/2012, 20 s

Jarva, J. 2016. Geochemical baselines in the assessment of soil contamination in Finland. Geological Survey of Finland, Espoo, 52 s

Jarva, J., Tarvainen, T., Reinikainen, J. & Eklund, M. 2010. TAPIR — Finnish national geochemical baseline database. *Science of the Total Environment* 408(20), 4385–4395. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.050>

Jenkins, E. M., Galbraith, J. ja Paltseva, A. A., 2025. Portable X-ray fluorescence as a tool for urban soil contamination analysis: accuracy, precision, and practicality. *SOIL*. 11. 565–582. Saatavilla: <https://doi.org/10.5194/soil-11-565-2025> [Viitattu 10.11.2025]

Kabata-Pendias, A. 2011. *Trace Elements in Soils and Plants*. 4th ed. CRC Press, Boca Raton, FL, 548 p.

Koivikko, R., Nuutinen, J., & Leivuori, M., 2024. PAH and PCB compounds and oil hydrocarbons in soil.

Koljonen, Tapio (toim.). 1992. Suomen geokemian atlas, Osa 2: Moreeni. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 218 s.

Kunttu, K. 2003. Metallien esiintymismuotojen määrittäminen maa-, sedimentti- ja vesinäytteistä: kirjallisuusselvitys. Merentutkimuslaitos, Meri 47. Helsinki.

Lahermo, P., Ilmasti, M. Juntunen, R. & Taka, M. 1990. Suomen geokemian atlas, Osa 1: Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 66 s

Leivuori, M. 2000: Distribution and accumulation of metals in sediments of the northern Baltic Sea, väitöskirja. — Finnish Institute of Marine Research — Contributions No. 2, 43 p., app.

Loukola-Ruskeeniemi, K., Ruskeeniemi, T., Parviainen, A., Backman, B., (toim.) 2007. Arseeni Pirkanmaalla - esiintyminen, riskinarviointi ja riskinhallinta (Summary and conclusions in English: Arsenic in the Pirkanmaa region in Finland: Occurrence in the Environment, Risk Assessment and Risk Management. Final results of the RAMAS project) Helsinki University of Technology, Geoenvironmental Technology, Special Publications, 156 pages, 64 figures and 37 tables. ISBN 978-951-22-9117-5.

Niini, H., Uusinoka, R. & Niinimäki, R. (toim.) 2007. *Geologia ympäristötoiminnassa*. Rakennusgeologinen yhdistys, Helsinki.

McLaren, R.G. and Crawford, D.V. 1973, STUDIES ON SOIL COPPER. *Journal of Soil Science*, 24: 443-452. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1973.tb02311.x>

Mu, L., Zha, F., Guo, H., Bokade, M., Pandey, S., Singh, D. N., Wang, Q., Chen, T., Tai, H., Cai, P., Huang, K. & Yan, H. 2026. A multiscale perspective on the occurrence, transport mechanisms, and molecular interactions of heavy metals in contaminated soils. *Environmental Research* 296, 124042. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2026.124042>

Naumanen, P., Sorvari, J., Pyy, O., Rajala, P., Penttinen, R., Tiainen, J., & Lindroos, S. 2002. Ampumarata-alueiden pilaantunut maaperä. Tutkimukset ja riskienhallinta. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus.

Peltola, P. & Åström, M. 2003. Urban geochemistry: a multimedia and multielement survey of a northern small-town urban area. *Environmental Geochemistry and Health* 25, 397-419

Perttunen, V. 1991. Kemin, Karungin, Simon ja Runkauksen kartta-alueiden kallioperä. Suomen geologinen kartta 1:100 000 – kallioperäkarttojen selitykset, lehdet 2541, 2542+2524, 2543 ja 2544. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.

Puolanne, J., Pyy, O., & Jeltsch, U. 1994. *Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa: Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti*. Ympäristöministeriö.

Pöykiö, R., Sarala, P. & Alaraatikka, P. 2025. Geokemiallisen taustapitoisuuden kartoitus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa. *Ympäristö ja Terveys* 56(8), 44–48.

Reinikainen, J. (toim.) 2007. *Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittäysperusteet*. Suomen ympäristö 23/2007. Suomen ympäristökeskus (SYKE), Helsinki.

Rose, A. W., Hawkes, H. E., & Webb, J. S. 1979. *Geochemistry in mineral exploration* (2. ed.). Academic Press.

Salla, A. 1999. Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuudet Helsingissä. Summary: Background levels of harmful substances in the soils of Helsinki. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 15/99, 25 s. Salla, A. 2009. Maaperän haitta-aineiden taustapitoisuudet sekä pitoisuudet puistoissa ja kerrostalojen pihoilla Helsingissä. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 3/2009, 16 s.

Salminen, R. (toim.) 1995. Alueellinen geokemiallinen kartoitus Suomessa vuosina 1982-1994. Geologinen tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 130, 47 s.

Salminen, R., & Gregorauskiene, V. 2000. Considerations regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. *Applied Geochemistry*, 15, 647–653.

Salminen, R., Chekushin, V., Tenhola, M., Bogatyrev, I., Glavatskikh, S. P., Fedotova, E., Gregorauskiene, V., Kashulina, G., Niskavaara, H., Polischouk, A., Rissanen, K., Slenok, L., Tomilina, O. & Zhdanova, L. 2004. *Geochemical Atlas of the Eastern Barents Region*. Elsevier, Amsterdam. 548 s

Salonen, V.-P., & Korkka-Niemi, K. 2007. Influence of parent sediments on the concentration of heavy metals in urban and suburban soils in Turku, Finland. *Applied Geochemistry*, 22, 906–918.

Sarala, P., 2016. Comparison of different portable XRF methods for determining till geochemistry. *Geochemistry, Exploration, Environment, Analysis* 16, 181-192.
doi:10.1144/geochem2012-162)

Sarala, P., Taivalkoski, A. & Valkama, J., 2015. Portable XRF – Advanced on-site analysis method in till geochemical exploration. Geological Survey of Finland, Special Paper 57, 63-86.

SFS-ISO-standardi 19258:2007. Soil quality – Guidance on the determination of background values.

Soveri, J. 1977. Elohopea, lyijy ja kadmium Suomen maaperässä ja pohjavedessä. *Ympäristö ja Terveys* 8 (2), 118-126.

Srivastava, P., Bolan, N., Casagrande, V., Benjamin, J., Adejumo, S. A., Sabir, M., Farooqi, Z.-u.-R. & Saifullah. 2022. Cobalt in soils: sources, fate, bioavailability, plant uptake, remediation, and management. Teoksessa: Kumar, V., Sharma, A. & Setia, R. (toim.) *Appraisal of Metal(oids) in the Ecosystem*. Elsevier, s. 81–104.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85621-8.00007-8>

Sundar, S. & Chakravarty, J. 2010. Antimony Toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(12), 4267–4277.
<https://doi.org/10.3390/ijerph7124267>

Tarvainen, T., Eklund, M., Haavisto Hyvärinen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Karttunen, V., Kuusisto, E., Ojalainen, J., & Teräsvuori, E. 2006. Summary: Geochemical baselines around the Helsinki metropolitan area. Geological Survey of Finland.

Tarvainen & Eklund. 2017. Oulun taajama-alueen maaperän taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus, Arkistoraportti 83/2016, 38 s.

- Tarvainen, T. & Kallio, E. 2002. Baselines of certain bioavailable and total heavy metal
- Tarvainen, T. & Kuusisto, E. 1999. Baltic Soil Survey: Finnish Results. In: Autio, S. (toim.)
- Tarvainen, T. 2010. Espoon maaperän taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus, Arkistoraportti S41/2010/39, 32 s.
- Tarvainen, T. 2011. Hämeenlinnan taajamageokemia. Hämeenlinnan ympäristöjulkaisuja 17, 30 s.
- Tarvainen, T., & Teräsvuori, E. 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet eri maalajeissa Vihdin ja Kirkkonummen alueilla. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S41/2032,2041/2006/1. 25 s.
- Tarvainen, T., Hatakka, T., Kumpulainen, S., Tanskanen, H., Ojalainen, J. & Kahelin, H. 2003. Alkuaineiden taustapitoisuudet eri maalajeissa Porvoon ympäristössä. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S/41/3021/2003/1. 56 s. 1 liite.
- Tarvainen, T., Hatakka, T., Kuusisto, E. 2005. Alkuaineiden taustapitoisuudet eri maalajeissa Hyvinkää – Sipoo –alueella. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S41/2043,2044/2005/1. 28 s.
- Tarvainen, T., Luoma, S. & Hatakka, T. 2013. Tampereen taajama-alueen maaperän taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus, Arkistoraportti 128/2013, 31 s.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.02.023>
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-008-9189-2>
- Tarvainen, T. 1995. The geochemical correlation between coarse and fine fractions of till in southern Finland. Journal of Geochemical Exploration 54 (3), 187 198.
- Tornivaara, A., Tarvainen, T. & Karlsson, T. 2016. Kuopion taajama-alueiden taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus, Arkistoraportti 25/2016, 42 s.

Valkama, M. 2017. Rovaniemen taajama-alueiden maaperän taustapitoisuudet. Pro gradu- tutkielma, Oulun yliopisto, Geotieteiden koulutusohjelma, 74s

Valtioneuvoston asetus eräiden jätteiden hyödyntämisestä maarakentamisessa (843/2017).

Ympäristöministeriö. 2007. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007. ISBN 978-952-11-2725-0 (nid.), ISBN 978-952-11-2726-7 (PDF), ISSN 1796-7645 (pain.), ISSN 1796-7653 (verkkoj.).
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=237050&lan=fi>.

Ympäristönsuojelulaki 527/2014. Annettu Naantalissa 27.6.2014.

Zhou, JM. 2024. The relationship between soil pH and geochemical components. Environ Earth Sci 83, 402. <https://doi.org/10.1007/s12665-024-11711-1>