

**Pro gradu -tutkielma**

**Poron kesäravintokasvien <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet  
Suomen poronhoitoalueella**

**Annukka Pohjonen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

9.9.2009

POHJONEN, KAISA ANNUKKA: Poron kesäravintokasvien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet Suomen poronhoitoalueella  
Pro gradu -tutkielma: 75 s., 1 liite (7 s.)  
Työn ohjaajat: Prof. Markku Kuitunen, FT Anssi Lensu,  
FT Ari-Pekka Leppänen (STUK)  
Tarkastajat: FT Timo Ålander, FT Anssi Lensu  
Syyskuu 2009

---

Hakusanat: cesium, kesäravintokasvit, kasvupaikkatyyppi, poro, poronhoito, radioaktiivinen laskeuma, Suomen poronhoitoalue.

## TIIVISTELMÄ

Porotalous on merkittävä elinkeino Pohjois-Suomessa ja ympäristön tilalla on tärkeä rooli onnistuneessa poronhoidossa. Pohjois-Suomen ympäristöolosuhteet ovat karut ja luonto on hyvin herkkä erilaisille epäpuhtauksille. Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuus vuonna 1986 ja ydinasekokeet 1950- ja 1960-luvuilla aiheuttivat laskeuman, joka on edelleen mitattavissa luonnontuotteista. Radioaktiivisen laskeuman yksi merkittävimmistä radionuklideista on pitkän puoliintumisajan omaava  $^{137}\text{Cs}$ . Tässä työssä tutkittiin poron kesäravintokasvien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia Suomen poronhoitoalueella ja pyrittiin selvittämään kasvupaikkatyyppien merkitys cesiumpitoisuuksiin. Lisäksi pyrittiin arvioimaan miten mahdollinen radioaktiivinen laskeuma vaikuttaisi poronhoitoalueen eri osiin. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL) keräsi kasvinäytteet vuosina 1997 – 1998 ja 2001 – 2003. Näytteenotto kattoi koko Suomen poronhoitoalueen ja edustettuna oli 42 kasvilajia. Kasvit luokiteltiin lähimpänä olevan pääasiallisen kasvupaikkatyyppien mukaan luokkiin, jotka olivat kuiva kangas, tuore kangas ja suo. Aineistossa oli kolme kuivan kankaan kasvilajia, viisi tuoreen kankaan kasvilajia ja kuusi suon kasvilajia. Lisäksi mukana oli muiden kasvien luokka. Kasvinäytteiden cesiumpitoisuudet mitattiin ja analysoitiin gammaspektrometrisesti Säteilyturvakeskuksen (STUK) Pohjois-Suomen aluelaboratoriossa. Eri kasvupaikkatyypeillä kasvavien poron kesäravintokasvilajien cesiumpitoisuudet erosivat merkitsevästi toisistaan. Koko poronhoitoalueen keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus (keskiarvo  $\pm$  keskihajonta) oli kuivan kankaan kasvilajeilla  $44 \pm 27$  Bq/kg kuivapainoa kohti, tuoreen kankaan kasvilajeilla  $75 \pm 59$  Bq/kg kp ja suon kasvilajeilla  $219 \pm 150$  Bq/kg kp. Poronhoitoalueen paliskunnat jaoteltiin lisäksi kolmeen alueeseen, jotka nimettiin Etelä-, Keski- ja Pohjois-Lapiksi. Kuivan ja tuoreen kankaan kasvilajeilla ei esiintynyt merkitsevää alueellista vaihtelua. Suon kasvilajeilla sen sijaan alueellinen vaihtelu oli erittäin merkitsevää ja pitoisuudet kasvoivat etelää kohti. Kaikista kasvilajeista suurin keskimääräinen cesiumpitoisuus koko Suomen poronhoitoalueella oli luikilla (*Trichophorum* sp.)  $374 \pm 190$  Bq/kg kp. Tulosten perusteella luikat näyttäisivätkin olevan herkempiä radiocesiumille ja luikkaa voidaankin pitää mahdollisena hyvänä indikaattorilajina. Tutkimuksen mukaan poron kesäravintokasvien cesiumpitoisuudet ovat sellaisella tasolla, etteivät ne anna aiheutta toimenpiteisiin, eikä mitään kasvia ole syytä välttää. Mitään paliskuntaa ei voi myöskään pitää cesiumin suhteen ongelma-alueena. Yleisesti ottaen, mikäli tulevaisuudessa tapahtuisi ydinlaskeumaa aiheuttava onnettomuus, suoalueilla laiduntaminen nostaisi pitkällä aikavälillä tarkasteltuna poronlihan cesiumpitoisuuksia.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science  
Department of Biological and Environmental Science  
Environmental Science and Technology

POHJONEN, KAISA ANNUKKA: <sup>137</sup>Cs-concentrations of reindeer summer pasture plants in the reindeer management area of Finland  
Master of Science Thesis: 75 p., 1 appendix (7 p.)  
Supervisors: Prof. Markku Kuitunen, Ph.D. Anssi Lensu,  
Ph.D. Ari-Pekka Leppänen (STUK)  
Inspectors: Ph.D. Timo Ålander, Ph.D. Anssi Lensu  
September 2009

---

Key words: cesium, summer pasture plants, type of natural site, reindeer, reindeer herding, radioactive fallout, reindeer management area of Finland.

## ABSTRACT

Reindeer husbandry is an important livelihood in Northern Finland and the state of the environment plays a central role in successful reindeer herding. Environmental conditions of Northern Finland are nutrient-poor and nature is sensitive to different kinds of pollutants. The accident at Chernobyl nuclear power plant in 1986 and nuclear weapon tests in the 1950s and 1960s caused deposition, which is still measurable in the products from natural origin. One of the most relevant radionuclide of radioactive fallout is <sup>137</sup>Cs, which has a long physical half-life. The objective of this work was to study <sup>137</sup>Cs-concentrations of reindeer summer pasture plants in reindeer management area of Finland and to assess if nature site have an effect on cesium concentrations. Another aim was to evaluate how radioactive fallout would affect different parts of reindeer management area. The Finnish Game and Fisheries Research Institute (RKTL) collected the samples in 1997 – 1998 and 2001 – 2003. The sampling covered the whole reindeer management area of Finland and included 42 plant species. Plant species were categorized by the principal type of natural site, which were xeric heath forest, mesic heath forest and peatland. The data of the study included three plant species of xeric heath forest, five plant species of mesic heath forest and six plant species of peatland. There was also one category of other plant species. The <sup>137</sup>Cs-concentrations were measured and analysed by gamma spectrometry in the Regional Laboratory on Northern Finland of the Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK). The <sup>137</sup>Cs-concentrations in different type of natural site differed significantly. The average <sup>137</sup>Cs-concentrations (mean ± standard deviation) of whole reindeer management area in xeric heath forest plant species was 44 ± 27 Bq/kg dry weight, in mesic heath forest plant species 75 ± 59 Bq/kg dw and in peatland plant species 219 ± 150 Bq/kg dw. Reindeer herding cooperatives of the reindeer management area were divided into three areas, which were named Southern, Central and Northern Lapland. No significant areal variations were found in the plant species of xeric and mesic heath forest. On the other hand, plant species of peatlands had very significant areal variation and <sup>137</sup>Cs-concentrations increased towards the south. The highest average cesium concentration in the whole reindeer management area was measured in deer grass (*Trichophorum* sp.) 374 ± 190 Bq/kg dw. Results show that deer grass seems to be more sensitive to radiocesium and therefore it might be a good bio-indicator species. According to study, the <sup>137</sup>Cs-concentrations of reindeer summer pasture plants are in the level that there is no need to any actions and there is no need to avoid any plant species. In general, if radioactive fallout appeared in the future, herding in peatlands would increase <sup>137</sup>Cs-concentrations of reindeer meat in long time period.

## Esipuhe

Tämä työ on osa Säteilyturvakeskuksen (STUK) Pohjois-Suomen aluelaboratorion (PSL) hanketta, jossa pyritään kartoittamaan poron kesäravintokasvien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia Suomen poronhoitoalueella. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) porontutkimusasema ja Oulun yliopiston maantieteenlaitos keräsi biomassanäytteitä poron kesäravintokasveista vuosina 1997–1998 sekä 2001–2003 ja luovutti näytteet STUK:n Pohjois-Suomen aluelaboratoriolle, jossa ne käsiteltiin ja analysoitiin. Kiitän STUK:n Pohjois-Suomen aluelaboratorion johtajaa Dina Solatietä mahdollisuudesta osallistua hankkeeseen tekemällä aiheesta pro gradu -tutkielma. Suuri kiitos työn ohjaajilleni STUK:ssa erityisesti erikoistutkija Ari Leppäselle sekä myös tutkija Jarkko Ylipietille, kuten myös muulle PSL:n henkilökunnalle. Kiitos myös ohjaajilleni Jyväskylän yliopistossa professori Markku Kuituselle ja yliassistentti Anssi Lensulle.

# Sisällysluettelo

<b>1 Johdanto</b> .....	<b>6</b>
<b>2 Porotalous Suomen poronhoitoalueella, historia ja nykypäivä</b> .....	<b>7</b>
<b>3 Pohjoisen luonnon ja Suomen poronhoitoalueen erityispiirteitä</b> .....	<b>11</b>
3.1 Arktinen ulottuvuus .....	11
3.2 Aluejako ja kasvillisuus .....	12
3.3 Kasvupaikkatyypit .....	14
3.4 Paliskuntien erityispiirteitä .....	17
<b>4 Radioaktiivisuus</b> .....	<b>18</b>
4.1 Radioaktiivinen laskeuma .....	18
4.2 Cesium ympäristössä .....	21
4.2.1 <sup>137</sup> Cs:n ominaisuudet .....	21
4.2.2 Cesium maaperässä ja siirtyminen kasveihin.....	23
4.2.3 Cesiumin siirtyminen poroon .....	26
<b>5 Poron laitumet ja ravinto</b> .....	<b>29</b>
5.1 Laidunalueet.....	29
5.1.1 Laitumien kunto .....	30
5.1.2 Kilpailevat maankäyttömuodot .....	31
5.2 Poron ravinto.....	32
5.2.1 Ravinnon koostumus .....	32
5.2.2 Kesäravintokasvit ja kasvupaikat.....	33
<b>6 Aineisto ja menetelmät</b> .....	<b>37</b>
6.1 Näytteet ja esikäsittely .....	37
6.2 Mittausasetelma .....	39
6.3 Kasvien luokittelu .....	40
6.4 Tilastolliset menetelmät .....	41
<b>7 Tulokset</b> .....	<b>41</b>
7.1 <sup>137</sup> Cs-pitoisuudet ja jakauma eri kasvupaikkatyypeillä.....	41
7.2 <sup>137</sup> Cs-pitoisuudet tuoreen kankaan kasvilajeilla.....	45
7.3 <sup>137</sup> Cs-pitoisuudet kuivan kankaan kasvilajeilla.....	48
7.4 <sup>137</sup> Cs-pitoisuudet suon kasvilajeilla .....	51
7.5 Muiden kasvilajien <sup>137</sup> Cs-pitoisuudet .....	55
<b>8 Tulosten tarkastelu</b> .....	<b>59</b>
8.1 Kasvupaikkatyypin merkitys cesiumpitoisuuksiin .....	59
8.2 Alueelliset erot .....	62
8.3 Kasvupaikkatyypeille luokittelemattomat lajit ja indikaattorilaji.....	64
8.4 Kesäravintokasvien vaikutus poronlihan cesiumpitoisuuksiin .....	65
<b>9 Johtopäätökset</b> .....	<b>66</b>
<b>Lähteet</b> .....	<b>68</b>

# 1 Johdanto

Poro (*Rangifer tarandus tarandus*) on märehtivä hirvieläin ja kuuluu peurojen alaheimoon. Peuroja on useita alalajeja, joihin myös suomalainen poro ja villinä esiintyvä metsäpeurakin (*Rangifer tarandus fennicus*) kuuluvat. Suomalainen poro on kesytetty Skandinavian villistä tunturipeurasta (*Rangifer tarandus tarandus*). Peura on ainoa eläin Fennoskandiassa, mikä elää sekä luonnonvaraisena että kotieläimenä. Poroa voidaankin pitää puolikesynä tai puolivillinä kotieläimenä.

Porotalous on merkittävä Pohjois-Suomen elinkeino ja on toimeentulon lisäksi monelle myös elämäntapa. Luontoyhteyden säilyttäminen ja perinteisten kulttuuritapojen vaaliminen on monelle poronhoitajalle tärkeää, vaikka markkinatalous onkin saavuttanut myös porotalouden. Porotalouden kokonaismerkitys Lapille ja koko Suomelle on merkittävä. Työllistämisaikutusten ja varsinaisen lihantuotantoelinkeino lisäksi ovat porot ja porotalous myös mm. matkailulle erittäin tärkeitä, kuten myös imagotekijänä koko Suomelle.

Porotalous on kuitenkin samalla myös hyvin haavoittuvainen ympäristön muutoksille. Poro laiduntaa pääosin luonnosta saatavaa ravintoa ja on suoraan riippuvainen ympäröivän luonnon tilasta. Pohjois-Suomen ympäristöolosuhteet ovat karuja ja luonto on hyvin herkkä useille ympäristötekijöille. Erilaiset saasteet ja epäpuhtaudet kulkeutuvat ympäristöstä poroon ja edelleen ihmiseen. Epäpuhtauksien siirtyminen ravintoketjujen kautta ihmiseen on pohjoisessa ympäristössä hyvin voimakasta, koska luonnontuotteita käytetään paljon.

Radioaktiivinen laskeuma vaikuttaa voimakkaammin pohjoiseen kuin eteläiseen luontoon (AMAP 1998b). Ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä ydinasekokeista ja vuonna 1986 tapahtuneesta Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuudesta seuranneet laskeumat ovat edelleen mitattavissa Suomen luonnosta. Radioaktiivinen laskeuma sisältää useita satoja radionuklideja, joista yksi merkittävimmistä on pitkän fysikaalisen puoliintumisajan omaava <sup>137</sup>Cs (Saxén ym. 2003).

Pohjois-Suomessa ravintoketju jäkälä–poro–ihminen on merkittävä reitti cesiumin siirtymisessä (Rissanen & Rahola 1990, Golikov ym. 2004). Poron käyttämien ravintokasvien cesiumpitoisuuksia onkin paljon tutkittu erityisesti jäkälien osalta. Kesäravintokasvien cesiumpitoisuuksien tutkimus on sen sijaan ollut vähäisempää. Kesäravintokasvien merkitys porolle on kuitenkin kasvanut jäkälälaitumien kulumisen seurauksena ja vasateurastuksiin siirtymisen myötä.

Tässä työssä pyritään kartoittamaan cesiumpitoisuuksia poron kesäravintokasveissa Suomen poronhoitoalueella. Työssä pyritään selvittämään ravintokasvien kasvupaikan merkitys cesiumpitoisuuksiin ja arvioidaan alueellista vaihtelua. Lisäksi pyritään löytämään mahdollinen kesäravintokasvien indikaattorilaji. Tutkimuksen avulla arvioidaan, miten mahdollinen radioaktiivinen laskeuma vaikuttaisi Suomen poronhoitoalueeseen ja sen eri osiin.

## **2 Porotalous Suomen poronhoitoalueella, historia ja nykypäivä**

Porotaloutta on harjoitettu vakiintuneesti Suomessa jo 1600-luvulta lähtien (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000). Elinkeinona se on ollut merkittävässä roolissa Pohjois-Suomessa, missä se on mahdollistanut toimeentulon syrjäisimmilläänkin seuduilla. Elinkeinin lisäksi porotalous on monelle myös elämäntapa, mikä merkitsee vapautta, luonnonyhteyttä ja Lappilaisten kulttuuriperinteiden vaalimista (Kemppainen ym. 1997, Kitti ym. 2006).

Poronhoidon pääasiallinen tuotantokohde on lihantuotanto. Poronlihan kysyntä on vaihdellut eri aikoina, mutta sillä on kuitenkin aina ollut hyvä maine ja poronlihaa onkin yleisesti pidetty puhtaana sekä terveellisenä luonnontuotteena (Kemppainen ym. 1997). Poronlihan kysynnälle on siten erityisen tärkeää myös Lapin ympäristön tila ja sen maine puhtaana elinympäristönä. Ympäristöön kohdistuvat saasteet ja erilaiset uhkatekijät voivat toteutuessaan aiheuttaa merkittävää haittaa porotaloudelle, kuten nähtiin Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden tapauksessa. Vaikka Suomen poronhoitoalue selvisi pahimmalta laskeumalta, vaikutti tapahtuma merkittävästi poronlihan maineeseen ja vähensi lihan kysyntää (Kemppainen ym. 1997). Suomea pahempi tilanne oli Ruotsissa ja erityisesti Norjassa, missä päädyttiin Tshernobylin onnettomuuden jälkeen laajoihin

joukkoteurastuksiin (Nieminen 1994). Pahimmilla alueilla Norjassa lihan aktiivisuus oli onnettomuuden jälkeen 150 000 Bq/kg (Strand ym. 1992). Suomessa poronlihan cesiumpitoisuus oli puolestaan Tshernobylin onnettomuuden jälkeisenä talvena 1986/87 keskimäärin 720 Bq/kg (Rissanen & Rahola 1990). Vielä 2000-luvun alkupuolellakin mitattiin poronlihan aktiivisuudeksi joillakin alueilla Ruotsissa 1500 Bq/kg ja Norjassa 3000 Bq/kg (Skuterud ym. 2004). Ympäristölle ja ihmisten terveydelle aiheutuneiden haittojen lisäksi radioaktiivisesta laskeumasta aiheutuneet taloudelliset menetykset voivat olla huomattavia, kuten Tveten ym. (1998) Norjan tapauksessa toteavat.

Vaikka porotaloutta on harjoitettu ennen kaikkea lihantuotannon takia, poroa hyödynnetään nykyään myös kokonaisvaltaisemmin. Lihankysynnän vaihtelua onkin tehokkaasti kompensoitu mm. matkailun keinoin (Kemppainen ym. 1997). Matkailu on lisääntynyt Lapissa voimakkaasti (Mähönen 2002) ja poroa hyödynnetään mm. elämyspalveluyrityksissä ja erilaisissa tapahtumissa. Poron sarvista ja nahasta tehdään myös runsaasti erilaisia käsityötuotteita ja matkamuistoja. Uusimmat aluevaltauksset ovat lemmikkieläinruokien valmistus teurastuksen sivutuotteista sekä poronmaidon käyttäminen kosmetiikkatuotteissa (Porokainuu 2007).

Suomen porokanta on vaihdellut paljon. 1900-luvun alkupuolella poroja arvioidaan olleen noin 50 000 (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000). Tuolloin sodat verottivat porokantaa merkittävästi. Poroja menetettiin Neuvostoliitolle aluemenetyksen myötä ja poroja teurastettiin sotien aikana paljon myös ravinnoksi. Saksalaisotilaat hävittivät jatkosodan aikana noin 20 % porokannasta (Kortessalmi 2008). 1990-luvulle tultaessa porokanta oli elpynyt ja poroja oli jopa 400 000 (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000). Näin suuren poromäärän koettiin olevan liikaa ja poromäärää rajoitettiin valtion toimesta noin 200 000 eloporoon (Kemppainen ym. 1997, Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000). Luku on syksyisten erotusten ja teurastusten jälkeen jäävä eloporoluku. Näin ollen kesäisin porokanta kasvaa noin 100 000:lla vasomisen myötä (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000). Poromäärä vaihtelee hyvinkin paljon paliskunnittain, mutta yleisesti voidaan todeta sen kasvavan pohjoiseen päin mentäessä (Kemppainen ym. 1997).

Vuonna 1932 säädettiin ensimmäinen poronhoitolaki, jota paranneltiin vuonna 1948 säädetyllä lailla (Kortessalmi 2008). Lakia on edelleen muutettu vuonna 1990. Poronhoitolaki (848/1990) ja poronhoitoasetus (883/1990) sisältävät yksityiskohtaisia

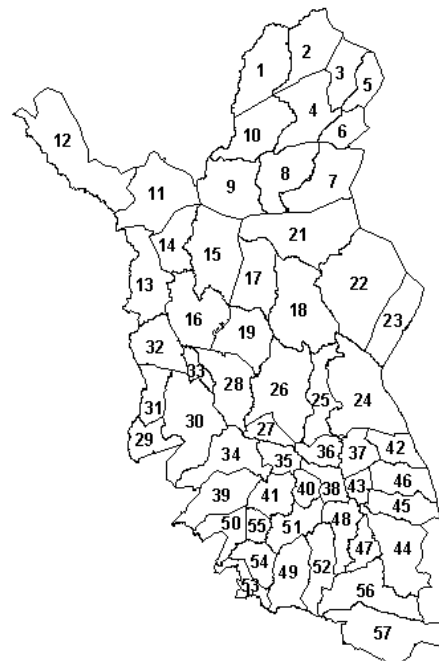


säännöksiä sekä paliskuntiin että yksityiseen poronhoitoon liittyen mm. poroluvuista, poronhoitotöistä ja poromerkeistä. Lain velvoitteita hoiti alkuun Poronjalostusyhdistys, jonka tehtävät otti hoitoonsa vuonna 1948 perustettu Paliskuntain yhdistys. Kaikkien paliskuntien oli liityttävä tähän yhdistykseen. Euroopan unioniin liittymisen myötä porotalouteen tuli uusia määräyksiä mm. teurastuksiin ja lihan käsittelyyn sekä myyntiin liittyen (Kortessalmi 2008).

Poronhoidon hallinnollinen yksikkö on paliskunta, jonka rajojen sisällä tulisi porojenkin pysyä. Paliskuntain yhdistys toimii yhdysiteenä paliskuntien välillä, hoitaa suhteet valtioon ja huolehtii, että poronhoitolain ja asetuksen määräämät velvoitteet tulevat hoidettua. Paliskuntain yhdistys myös ohjaa Suomen porotaloutta ja edistää poronhoidon tutkimusta (Kortessalmi 2008).

Paliskuntien lukumäärä on vaihdellut. 1960-luvulla paliskuntia oli 62 ja vuodesta 2007 paliskuntia on ollut 56 (Kuva 1) (Kortessalmi 2008). Pyhäjärven ja Kallion paliskunnat yhdistyivät 1994, jolloin paliskunta numero 20 lakkautettiin ja uudeksi paliskunnaksi nimettiin Pyhäkallion paliskunta (plk. 26) (Kempainen ym. 1997).

- |                  |                     |
|------------------|---------------------|
| 1 Paistunturi    | 30 Palojärvi        |
| 2 Kaldoaivi      | 31 Orajärvi         |
| 3 Näätämo        | 32 Kolari           |
| 4 Muddusjärvi    | 33 Jääskö           |
| 5 Vätsäri        | 34 Narkaus          |
| 6 Paatsjoki      | 35 Niemelä          |
| 7 Ivalo          | 36 Timisjärvi       |
| 8 Hammastunturi  | 37 Tolva            |
| 9 Sallivaara     | 38 Posion Livo      |
| 10 Muotkatunturi | 39 Isosydänmaa      |
| 11 Näkkälä       | 40 Mäntyjärvi       |
| 12 Käsivarsi     | 41 Kuukas           |
| 13 Muonio        | 42 Alakitka         |
| 14 Kyrö          | 43 Akanlahti        |
| 15 Kuivasalmi    | 44 Hossa-Imi        |
| 16 Alakylä       | 45 Kallioluoma      |
| 17 Sattasiemi    | 46 Oivanki          |
| 18 Oraniemi      | 47 Jokijärvi        |
| 19 Syväjärvi     | 48 Taivalkoski      |
| 21 Lappi         | 49 Pudasjärvi       |
| 22 Kemin-Sompio  | 50 Oijärvi          |
| 23 Pohjois-Salla | 51 Pudasjärven Livo |
| 24 Salla         | 52 Pintamo          |
| 25 Hirvasniemi   | 53 Kiiminki         |
| 26 Pyhäkallio    | 54 Kollaja          |
| 27 Vanntaus      | 55 Ikonen           |
| 28 Poikajärvi    | 56 Näljänkä         |
| 29 Lohijärvi     | 57 Halla            |



**Kuva 1.** Suomen poronhoitoalueen paliskunnat (Karttapohja © Paliskuntain yhdistys, STUK).

Teollistumisen ja yhteiskunnan teknistymisen myötä poronhoito koki monia uudistuksia. Koko maaseudun infrastruktuuri kehittyi, mm. sähköverkko laajeni ja maanteitä sekä rautateitä rakennettiin. Moottorikelkkojen käyttöönotto helpotti poronhoitotöitä, kuten myös kehittynyt radioliikenne ja puhelinverkko. Monet näistä uudistuksista helpottivat ja muuttivat paimennustapoja. Poroja ruvettiin myös ohjailemaan enemmän erilaisilla aitaratkaisuilla (Kitti ym. 2006, Kortessalmi 2008).

Teollistumista seurasi kuitenkin paljon myös poronhoitoa haittaavia tekijöitä. Kasvavan metsäteollisuuden myötä suoritettiin laajoja hakkuita, jotka vähensivät myös poronlaidumia. Soiden ojitus puolestaan muutti merkittävästi porojen kesälaidumien kasvillisuutta suokasvien osalta, kun ojitus muutti pohjavesikiertoa. Metsiä raivattiin myös viljelyksille. Vesivoimateollisuuden myötä rakennetut suuret Lokan ja Porttipahdan tekojärvet peittivät alleen laidumia Sodankylän seudulla (Kortessalmi 2008).

Kehityksen ja kasvavan markkinatalouden myötä nousivat myös poronhoidon kustannukset, mikä on ohjannut porotaloutta tehokkaampaan lihantuotantoon (Kitti ym. 2006). Poronhoidon osalta ei voida kuitenkaan puhua tehoporonhoidosta sillä monet haluavat vaalia perinteisiä poronhoitotapoja ja poronhoitoa elämäntapana.

1960-luvulta lähtien siirryttiin pikkuhiljaa syysteurastuksiin, millä pyrittiin säästämään talvilaidumia. Lisäksi porot ovat parhaimmassa kunnossa kesän jäljiltä, jolloin niiden paino on suurimmillaan ja lihanlaatu parhaimmillaan. Samoihin aikoihin siirryttiin myös vasateurastuksiin. Vasa kymmenkertaistaa painonsa kuudessa kuukaudessa. Tällöin ne porot, joita ei tarvita lisääntymiseen, on taloudellisinta teurastaa puolivuotiaina. Nykyään noin 80 % teurastuksista on vasateurastuksia. Vasateurastusten myötä porokanta on muuttunut siten myös naarasvoittoiseksi, kun elinkyvyltään parhaat vaatimet jätetään teurastamatta (Kortessalmi 2008).

Poronhoito on niin kauan kuin sitä on harjoitettu vaikuttanut myös kasvillisuuteen. Laidunnuksella on sekä lyhytaikaisia ja paikallisia että pitkäaikaisia ja laajempia vaikutuksia. Kasvilajien runsaussuhteissa on havaittu runsaan laiduntamisen seurauksena monin paikoin muutoksia ja mm. peittävyys, lajisto ja määrät ovat muuttuneet. Runsa laidunnus voi lisäksi muuttaa kasvilajien mineraalikoostumusta, muuttaa ravinteiden mineralisaatiota ja tuotantoa sekä nostaa maanpinnan lämpötilaa (Kitti & Forbes 2006).

## 3 Pohjoisen luonnon ja Suomen poronhoitoalueen erityispiirteitä

### 3.1 Arktinen ulottuvuus

Ilmastoltaan Suomi kuuluu lauhkeaan ilmastovyöhykkeeseen ja boreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen, jossa havupuumetsät ovat vallitsevia. Arktisella alueella puolestaan tarkoitetaan maapallon pohjoisimpia alueita pohjoisnavan ympärillä ja ilmaston suhteen se voidaan määritellä alueeksi, jossa heinäkuun keskimääräinen lämpötila on alle +10 °C (AMAP 1998a). Suomea tai edes Suomen pohjoisimpia osia ei siis tieteellisesti voida pitää arktisena alueena. Ihmisiin ja luontoon liittyvät piirteet ovat kuitenkin pohjoisessa Suomessa usein lähempänä arktisella seudulla esiintyviä kuin Etelä-Suomen kaupunkien piirteitä (Bernes 1996). Myös alueyhteistyö arktisen alueen ja lähialueiden maiden kanssa tuo alueita lähemmäksi toisiaan ja kansainvälisessä AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) yhteisössä arktisen alueen etelärajaksi onkin Suomen osalta sovittu Napapiiri (66°32'N) (AMAP 1998a). Pohjois-Suomesta puhutaan usein myös subarktisenä alueena, mikä on luonnontieteellisesti oikeampi termi (Mähönen 2002).

Suomen ilmastoon vaikuttavat ilmakehän läntiset virtaukset ja Golf-virta. Boreaalinen kasvillisuusvyöhyke voidaan jakaa hemi-, etelä-, keski-, ja pohjoisboreaaliseen vyöhykkeeseen. Lapin vallitseva kasvillisuustyyppi on pohjoisboreaalinen havumetsä (Mähönen 2002). Boreaalinen havumetsä muuttuu pohjoisempana ensin tunturikoivuvyöhykkeeksi ja sitten aivan Suomen pohjoisimmissa osissa eräänlaiseksi tundran vaihtumisvyöhykkeeksi, mikä ei kuitenkaan ole varsinaista tundraa. Havupuumetsien lisäksi suot ovat tyypillisiä boreaaliselle kasvillisuusvyöhykkeelle. Lapin maa-alasta soita on 34 % (Mähönen 2002).

Pohjoiselle ilmastolle on tyypillistä kylmyys, kuivuus ja valonmäärän voimakkaat vaihtelut. Myös kasvukausi on lyhyt. Tällainen karu ja niukkaravinteinen elinympäristö on herkkä erilaisille haitallisille aineille. Lisäksi monet ihmisiin liittyvät tekijät, kuten esim. luonnontuotteiden käyttö, ovat erilaisia pohjoisessa kuin etelässä, mitkä vaikuttavat mm. haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja kertymiseen (Bernes 1996).

Arktisille ja subarktisille alueille kulkeutuu ympäristölle haitallisia aineita ilman, veden ja jään mukana hyvinkin kaukaa. Eteläisillä alueilla lämpimään ilmassaan sekoittuneet epäpuhtaudet sataavat pohjoisessa ilmassaan kylmetessä vesi- ja lumisateiden mukana maahan ja vesistöihin. Merivesi puolestaan kuljettaa epäpuhtauksia aina järvi- ja jokisuistoihin asti. Lopulta epäpuhtaudet kulkeutuvat kasvien ja eläinten mukana ravintoverkkoihin ja ihmiseen (Mähönen 2002).

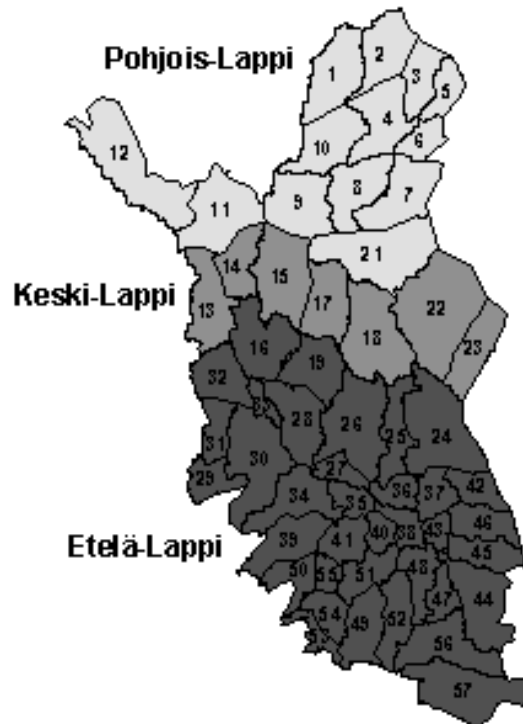
Pohjoiset alueet ovat siis sekä luonnonympäristöltään että ihmisiltään herkempiä ympäristömyrkyille ja erilaisille haitallisille aineille, kuten mm. radioaktiivisille aineille. AMAP (1997) raportin mukaan ihmisten altistuminen <sup>137</sup>Cs:lle onkin arktisilla ja subarktisilla alueilla viisinkertainen lauhkeimmilla alueilla asuviin ihmisiin verrattuna, vaikka vallitseva laskeuma olisi samansuuruinen. Lisäksi tietyillä ihmisryhmillä, jotka käyttävät erityisen paljon luonnosta hankittua ravintoa, voi ero olla jopa satakertainen (AMAP 1997).

### **3.2 Aluejako ja kasvillisuus**

Suomi voidaan jakaa eri alueiden ominaispiirteiden mukaan hyvin eri tavoin. Kasvillisuudesta puhuttaessa käytetään usein jakoa metsäkasvillisuusvyöhykkeisiin, jotka ovat Merialue, Tammivyöhyke, Etelä-Suomi, Pohjanmaa-Kainuu, Perä-Pohjola, Metsä-Lappi ja Tunturi-Lappi (Kalliola 1973). Kullakin alueella vallitsee omaleimainen ilmasto sekä kasvillisuus. Pohjois-Suomessa erotetaan usein Perä-Pohjolan, Metsä-Lapin ja Tunturi-Lapin lisäksi omiksi alueiksi Pohjois-Pohjanmaa, Pohjois-Kainuu ja Koillismaa. Kaikilla näillä alueilla on omat erityispiirteensä, jotka heijastuvat myös porotalouteen (Kempainen ym. 1997).

Tässä työssä jaetaan Suomen poronhoitoalue ja sen paliskunnat kolmeen alueeseen, jotka ovat Pohjois-Lappi, Keski-Lappi ja Etelä-Lappi (Kuva 2). Aluejaossa on huomioitu edellä kuvatut metsäkasvillisuusvyöhykkeet niin, että Pohjois-Lappiin kuuluu Tunturi-Lapin lisäksi pohjoisin osa Metsä-Lappia, Keski-Lappi on Metsä-Lapin ja osin myös Perä-Pohjolan aluetta ja Etelä-Lapin alue koostuu Perä-Pohjolasta, Koillismaasta ja Pohjois-Pohjanmaasta. Näin pyritään käsittelemään kasvillisuustyypeiltään, kuten myös muiltakin piirteiltään, samankaltaisia paliskuntia suurempina kokonaisuuksina. Lisäksi usein erikseen

mainittu saamelaisten poronhoitoalue vastaa käytetyssä aluejaossa Pohjois-Lapin aluetta ja erityisporonhoitoalue vastaa Keski- ja Pohjois-Lapin alueita.



**Kuva 2.** Paliskuntien jako eri alueisiin (Karttapohja © Paliskuntain yhdistys, STUK).

Kolme viidesosaa poronhoitoalueen maa-alasta on kangasmaata ja loput on pääasiassa suota sillä viljelys- ja taajama-alueita on vähän. Eteläinen kasvilajisto heikkenee pohjoista kohti ja kuivien kankaiden osuus kasvaa. Etelä-Lapin alueen pääpuulajina on mänty (*Pinus sylvestris*), mutta rannikkoa kohti myös kuusi (*Picea abies*) ja lehtipuut yleistyvät. Etelä-Lapin alue on soisinta aluetta. Aapasuot ovat tyypillisiä ja avosoiden osuus on suuri. Erityisesti Etelä-Lapin lounaisimmissa paliskunnissa, Pohjois-Pohjanmaalla, suota on runsaasti, jopa 60 % maa-alasta. Laakeus on myös kyseiselle alueelle tyypillistä. Etelä-Lapin pohjoisen ja itäisen osan paliskunnat kuuluvat metsäkasvillisuusvyöhykkeeltään Perä-Pohjolaan. Pohjoiset lajit yleistyvät ja metsätyypit eroavat Etelä-Suomen vastaavista metsätyypeistä. Puusto on harvempaa, matalampaa sekä hidaskasvuisempaa. Etelä-Lapin koillisosissa, Koillismaalla, on paljon vaaroja ja puusto on havupuuvältaista. Linjalla Kuusamo–Sodankylä–Kittilä–Kolari on liuskevyöhyke, jossa on rehevempiä alueita. Erityisesti Kuusamon alueella on vaihtelevasti sekä vehmasta metsää että karuja ja jylhiä alueita (Kalliola 1973, Kemppainen ym. 1997).

Keski-Lappiin kuuluu metsäkasvillisuusvyöhykkeeltään Metsä-Lapin eteläiset osat ja Peräpohjolan pohjoisimmat osat. Alueella olevat mäntyvaltaiset havumetsäkankaat ovat laajoja, mutta yhä harvempia. Metsät ovat suurelta osin tuoreita kangasmetsiä, joissa kasvaa paljon tunturikoivua (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*). Alueella on myös paljon aapasoiita ja tuntureita (Kemppainen ym. 1997).

Pohjois-Lapin alue käsittää Tunturi-Lapin alueen sekä Inarin järviolueen, joka kuuluu kasvillisuusvyöhykkeeltään Metsä-Lappiin. Inarin järviolueella mänty kasvaa hyvin ilmaston ollessa vesistöjen ansiosta leudompaa. Tuntureita ja soita ei järviolueella paljoakaan ole. Tunturi-Lapin alue on puolestaan suurelta osin kuivaa kangasta. Alue on ihanteellista maastoa poronhoidolle, havupuuta ei juurikaan ole, tunturiseutu on loivaa, louhikot puuttuvat ja järvien rannikot ovat soisia ja tasaisia (Kemppainen ym. 1997).

### **3.3 Kasvupaikkatyypit**

Kasvupaikkojen luokittelu Suomessa perustuu alkujaan A.K. Cajanderin (1916, 1949) kehittelemään metsätyyppiteoriaan, jonka mukaan samaan metsätyyppiin luetaan kaikki ne metsiköt, joiden kasvillisuus on sekä lajikoostumukseltaan että ekologis-biologiselta luonteeltaan samanlaista. Metsätyyppien tarkoituksena oli kehittää objektiivinen ja yleinen kasvupaikkojen luokittelu (Cajander 1949). Nykyään eri metsätyypit, jotka vaihtelevat metsäkasvillisuusvyöhykkeiden mukaan, katsotaankin kuuluviksi tietyille kasvupaikkatyypeille.

Kasvupaikat voidaan jakaa maaperän mukaan kangasmaihin, jotka ovat kivennäismaita ja soihin, jotka kuuluvat turvemaihin. Kivennäismaat voidaan jakaa edelleen kasvupaikkatyyppeihin, joiden pääryhmät ovat Cajanderin (1949) metsätyyppiteorian mukaan lehtometsät, tuoreet kangasmetsät ja kuivat kangasmetsät. Kasvupaikkojen luokittelua on edelleen tarkennettu ja nykyään yleisesti onkin käytössä luokittelu: lehto, lehtomainen kangas, tuore kangas, kuivahko kangas, kuiva kangas ja karukkokangas (Heikkinen & Reinikainen 2000). Nämä kasvupaikkatyypit voidaan edelleen jakaa tarkempiin luokkiin, joilla pyritään kuvaamaan tietyn alueen ominaispiirteitä yhä täsmällisemmin.

Lehto on rehevin kasvupaikkatyyppi, jota on vain 1 % Suomen pinta-alasta (Kurtto 1987). Pohjois-Suomessa niitä ei juurikaan esiinny muualla kuin erityisten lehtokeskusten läheisyydessä (Tonteri ym. 2008). Kaikki muut metsät paitsi lehdot ovat kangasmetsiä. Rehevin on lehtomainen kangas, jota esiintyy lähinnä Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa lehtomaisia kankaita on 1,2 % kivennäismaista (Tonteri ym. 2008). Lehtomaiset kankaat esiintyvät usein paikoilla, jonne valumavedet kuljettavat ravinteita kuten rinteiden alaosissa ja puronvarsilla. Erityisesti Pohjois-Suomessa kuusi lisääntyy lehtomaisten kankaiden valtapuuna (Tonteri ym. 2008).

Kangasmetsistä yleisimpiä ovat tuoreet kankaat, joilla on maanpinnassa paksu kivennäismaasta erillään oleva kangashumuskerros (Tonteri ym. 2008). Tuoreet kankaat voivat olla kuusi-, mänty- tai lehtipuuvaltaisia, mutta Pohjois-Suomessa kuitenkin kuusi yleistyy valtapuuna (Kurtto 1987, Tonteri ym. 2008). Tuoreilla kankailla kasvilajisto on niukempaa kuin lehtomaisilla kankailla. Mustikka (*Vaccinium myrtillus*) kasvaa siellä runsaana (Kurtto 1987). Soistuessaan tuoreet kankaat vaihettuvat kangaskorpiin (Tonteri ym. 2008).

Kuivahkoilla kankailla vallitseva puulaji on mänty ja puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) kasvaa runsaana. Kangashumuskerros on ohuempaa kuin tuoreilla kankailla. Luonteenomaisia kenttäkerroksen ruohoja ovat mm. metsätähti (*Trientalis europaea*) ja metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) (Kurtto 1987). Pohjois-Suomen kuivahkoilla kankailla esiintyy myös mm. juolukkaa (*Vaccinium uliginosum*) ja suopursua (*Rhododendron tomentosum*), vaikka Etelä-Suomessa ne ovatkin lähinnä suokasveja. Kuivilla kankailla lajisto edelleen niukkenee. Humuskerros on edelleen ohuempaa ja myös happamuus lisääntyy (Tonteri ym. 2008). Varvuista kanerva (*Calluna vulgaris*) menestyy parhaiten kuivilla kankailla ja pohjakerroksessa jäkälien (*Lichenes*) osuus on merkittävä (Kurtto 1987). Kuivahkot kuten kuivatkin kankaat yleistyvät pohjoista kohti (Tonteri ym. 2008).

Karukko- eli jäkälä kangas on karuin kasvupaikkatyyppi. Jäkälien osuus on vallitseva ja muu aluskasvillisuus on niukkaa, seassa on vain yksitellen ruohoja. Karukkokangaita on Suomen metsäalasta vain 1% (Kurtto 1987, Tonteri ym. 2008).

Myös turvemaiden luokittelu perustuu alkujaan Cajanderin (1916) metsätyyppiteoriaan. Suot voidaan kuitenkin luokitella monella tapaa. Yksi tapa on luokitella ne korpiin,

rämeisiin, nevoihin ja lettoihin (Häyrinen 1972). Korpi ja räme edustavat puustoisia soita ja neva ja letto avosoiita. Jaottelua voidaan edelleen tarkentaa mm. suon ravinteisuuden mukaan (Heikkinen & Reinikainen 2000).

Korvet sijaitsevat usein kivennäismaiden ja soiden tai vesistöjen ja soiden vaihettumisvyöhykkeessä, mikä lisää korprien monimuotoisuutta ja lajistossa onkin usein sekoittuneena sekä kivennäismaiden että suon lajeja. Korvet ovat puustoltaan kuusivaltaisia, mutta rehevimmissä korvissa kasvaa paljon myös lehtipuita (Kaakinen ym. 2008). Pohjois-Suomessa esiintyy enemmän karuimpia korpia, mutta erityisesti jokien ja purojen varsilla voi olla myös rehevämpiä korpikaistaleita. Rämeet ovat usein paksaturpeisia, mätäspintaisia ja karuja soita, jotka ovat syntyneet karujen kivennäismaiden soistuessa tai turpeen paksuuntumisen ja suon karuuntumisen seurauksena. Pohjois-Suomessa on paljon myös ohutturpeisia rämeitä (Kaakinen ym. 2008).

Nevat ja letot ovat aukeita tai niukkapuustoisia soita. Happamuus on erityisesti nevoille yleistä, mutta myös letot voivat olla lievästi happamia. Nevojen kenttäkerroksessa on paljon saroja ja ruohoja, mutta varpuja on sen sijaan vähän. Letoilla on hyvin monimuotoinen lähinnä putkilokasveista ja sammalista koostuva lajisto. Nevat ja letot ovat runsaimmillaan aapasuoalueilla (Kaakinen ym. 2008).

Kun erilaiset suot yhdistyvät omiksi kokonaisuuksiksi, muodostuu suoyhdistelmiä, jotka voidaan edelleen luokitella ominaispiirteidensä mukaan. Suomessa esiintyvät suoyhdistelmätyypit ovat keidassuot, aapasuot ja palsasuot. Pohjois-Suomessa esiintyy vain aapa- ja palsasoita (Häyrinen 1972).

Keidassuot ovat soita, joiden keskusta on yleensä muuta suota korkeammalla ja keskiosien kasvillisuus saakin vettä ja ravinteita vain sateen ja kuivalaskeuman mukana. Aapasoiilla keskusta on puolestaan reunoja alempana. Aapasoiden keskusta koostuu usein nevoista tai letoista ja reunoilla on räme- ja korpialueita. Aapasuot ovat paksaturpeisia ja usein ravinteikkaampia, mutta pohjoiseen päin mentäessä muuttuvat karummiksi. Palsasuot koostuvat palsakummuista ja niiden välissä olevasta avosuosta. Palsasoita on eniten Tunturi-Lapin alueella Käsivarressa ja Utsjoen seudulla. Palsasoiden kasvillisuus on yleensä samanlaista kuin vastaavalla alueella olevilla aapasoilla (Kaakinen ym. 2008).



### 3.4 Paliskuntien erityispiirteitä

Suomen poronhoitoalueen suot ovat useimmiten hyvin vähäravinteisia soita (Saxén ym. 2003). Etelä-Lapin alueen paliskunnissa on Keski- ja Pohjois-Lappia enemmän suomaastoa. Erityisesti lounaisin ja eteläisin osa poronhoitoaluetta on hyvin soista seutua. Kuukaksen (plk. 41), Kollajan (plk. 54), Ikosen (plk. 55) ja Pudasjärven (plk. 49) paliskunnista suota on noin 70 % maa-alasta (Kemppainen ym. 1997). Kangasmaata on puolestaan Etelä-Lapin alueella eniten Timisjärven (plk. 36) paliskunnassa, jossa sitä on noin 75 % maa-alasta (Kemppainen ym. 1997). Pohjois-Kuusamon alue, jossa sijaitsee mm. Alakitkan paliskunta (plk. 42), on yksi Pohjois-Suomen rehevimmistä alueista. Alueella on karuja tuntureita, mutta laaksoista ja purojen varsilta löytyy hyvin rikas kasvillisuus (Kalliola 1973). Poronhoitoalueen kaakkoisnurkassa sijaitseviin Näljängän (plk. 56) ja Hallan (plk. 57) paliskuntiin tuli puolestaan eniten Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuudesta aiheutunutta radioaktiivista laskeumaa (Arvela 1990).

Pohjoista kohti mentäessä suot vähenevät ja kangasmaan osuus lisääntyy. Keski-Lapin paliskunnissa kangasmaata on keskimäärin 62 % ja Pohjois-Lapin alueella 80 % (Kemppainen ym. 1997). Keski-Lapin alueella suopinta-alat ovat lisäksi yleisesti ottaen viime vuosina laskeneet. Kumpulainen ym. (2006) laiduninventointien mukaan Keski-Lapin paliskuntien suopinta-alojen lasku oli noin 5 % vuosien 1995 ja 2006 välillä. Muonion paliskunnassa (plk. 13) suopinta-ala oli kuitenkin hieman noussut.

Pohjois-Suomen tunturialueet ovat pääasiassa karuja ja erityisesti kuivan kankaan osuus nousee huomattavasti verrattuna Keski- ja Etelä-Lappiin (Tomppo 2000). Ivalossa (plk. 7), Vätsärissä (plk. 5) ja Paistunturissa (plk. 1) kangasmaan osuus on yli 90 % (Kemppainen ym. 1997). Vätsärissä (plk. 5) suota on vain 3 %. Näkkälän (plk. 11) ja Muddusjärven (plk. 4) paliskunnat ovat puolestaan Pohjois-Lapin soisinta seutua suon osuuden ollessa lähes 40 % maa-alasta (Kemppainen ym. 1997). Vaikka tunturit ovat pääasiassa karuja, Luoteis-Enontekiöllä (plk. 11) on myös kalkkipohjaisia tunturikankaita (Kurtto 1987).

## 4 Radioaktiivisuus

### 4.1 Radioaktiivinen laskeuma

Ydinvoimalassa tapahtuva onnettomuus sekä ydinräjäytys maanpinnalla tai ilmakehässä voivat aiheuttaa radioaktiivista laskeumaa. Radioaktiiviset aineet kulkeutuvat kuiva- tai märkälaskeumana maaperään ja vesistöihin. Märkälaskeuman mukana radionuklidit, kuten muutkin epäpuhtaudet, kulkeutuvat paljon tehokkaammin maan pinnalle kuin kuivalaskeumassa. Ydinonnettomuuksissa vapautuvat radioaktiiviset aineet voivat levitä ilmavirtojen mukana jopa tuhansien kilometrien päähän kontaminoiden ympäristön pitkäksi aikaa. Ihmiseen radioaktiivisia aineita kertyy hengityksen ja ravinnon mukana.

Ydinvoimalaonnettomuuden ja ydinräjäytysten lisäksi muita mahdollisia uhkatekijöitä, joista voi aiheutua radioaktiivista laskeumaa ovat mm. onnettomuus sotilaallisten toimintojen yhteydessä, kuten ydinaseiden käsittelyssä ja varastoinnissa, alusten ydinreaktoreiden irrottamisessa tai polttoaineen poistossa sekä päästöt radioaktiivisen materiaalin varastoinnissa ja loppusijoittamisessa (AMAP 1997 ja 2004).

Radioaktiiviset aineet ovat suurina pitoisuuksina ympäristöön päästessään aina maailmanlaajuinen uhka, sillä ne levittäytyvät useita reittejä pitkin hyvin laajoille alueille. Merivirrat kuljettavat radionuklideja hitaasti, mutta niiden on havaittu olevan myös hyvin merkittävä radionuklidien kulkeutumisreitti (Mähönen 2002). Lopulta ne päätyvät myös sisämaan jokiin ja järviin. Ilman mukana radionuklidien kaukokulkeutuminen noudattaa puolestaan ilmavirtausten reittejä ja leviäminen tapahtuu merivirtoja paljon nopeammin. Eri alueiden laskeuma on paljolti riippuvainen vallitsevasta säästä. Laskeuma on suurempi siellä, missä esiintyy sateita. Mikäli laskeuma tapahtuu lumipeitteiseen maahan, suojaa lumi hetkellisesti maaperää ja kasveja. Lumen sulaessa radionuklidit kuitenkin kulkeutuvat sulamisvesien mukana ja voivat kerääntyä tiettyihin paikkoihin enemmän kuin toisiin. Tämä voi aiheuttaa paikallisesti suuriakin pitoisuuksia (AMAP 2004).

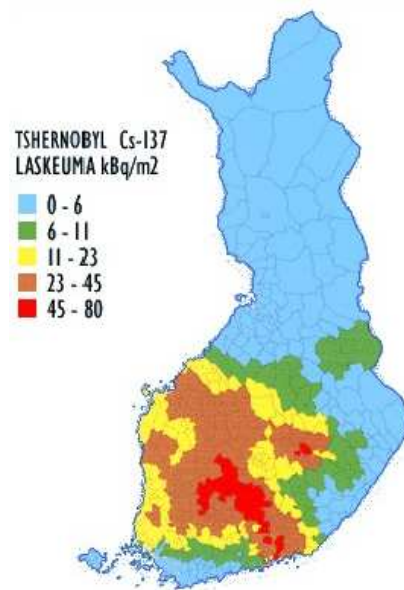
Suomen luonnossa olevat keinotekoiset radioaktiiviset aineet ovat pääosin peräisin 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä suurista ydinasekokeista ilmakehässä sekä Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuudesta vuonna 1986 (AMAP 1997). Ydinasekokeita tehtiin maaperässä, vedessä ja ilmakehässä vuoteen 1980 mennessä yhteensä 543 ja niistä

vapautui ilmakehään runsaasti enemmän radioaktiivisia aineita kuin Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuudessa (Pöllänen 2003). Esimerkiksi radionuklidi  $^{137}\text{Cs}$ :a vapautui ilmakehään Tshernobylistä  $85 \cdot 10^{15}$  Bq (UNSCEAR 2000), kun ydinasekokeissa sitä vapautui  $960 \cdot 10^{15}$  Bq (UNSCEAR 1982).

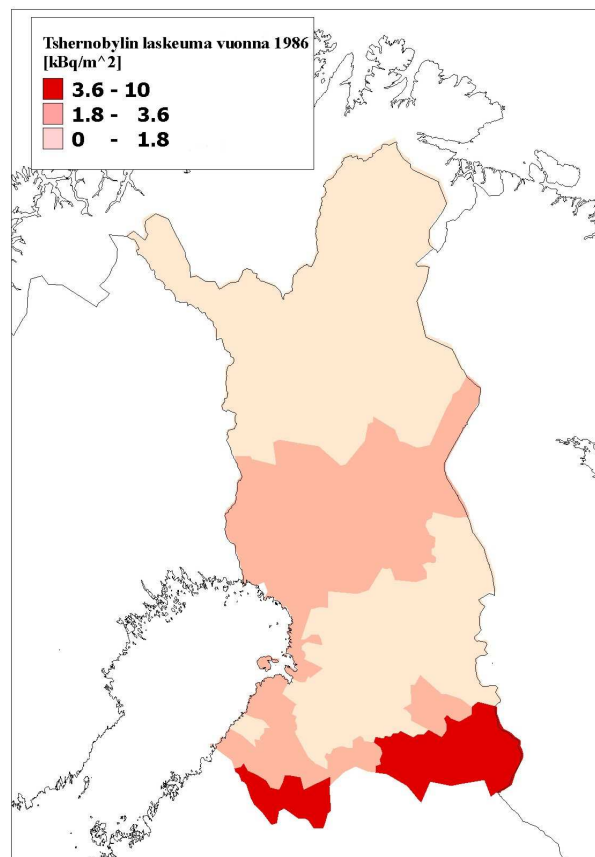
Ydinvoimalaonnettomuuksissa ja ydinräjäytyksissä vapautuu ilmakehään noin 300 erilaista nuklidia, joista suurin osa on radioaktiivisia (Nieminen 1994). Monet niistä ovat lyhytikäisiä nuklideja, joten vaikutusalue on pieni ja ne hajoavat nopeasti. Vaikutukset ympäristöön ovat siis hetkellisiä ja paikallisia. Suurina pitoisuuksina lyhytikäisetkin nuklidit ovat hyvin haitallisia. Eräs lyhytikäinen radioaktiivinen nuklidi on jodi ( $^{131}\text{I}$ ), jonka puoliintumisaika ( $T_{1/2}$ ) on vain 8 vrk, joten se häviää ympäristöstä jo muutamassa viikossa. Jodi kuitenkin kerääntyy ihmisen kilpirauhaseen ja on näin ollen lyhytikäisyydestään huolimatta vaarallinen radioaktiivinen aine suurina pitoisuuksina.

Radioaktiivinen laskeuma pitää sisällään myös pidempi-ikäisempiä nuklideja. Nämä pitkäikäiset radionuklidit kulkeutuvat ilmavirtojen ja sateiden mukana laajoillekin alueille ja niiden vaikutus kestää pitkään. Pitkäikäisiä radionuklideja ovat mm.  $^{90}\text{Sr}$  ( $T_{1/2} = 28,8$  vuotta) ja  $^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 30,17$  vuotta). Ydinlaskeuma sisältää myös toista cesiumin isotooppia  $^{134}\text{Cs}$ , jonka puoliintumisaika on kuitenkin lyhyempi ( $T_{1/2} = 2,06$  vuotta). Pitkällä aikavälillä tarkasteltuna  $^{137}\text{Cs}$  on merkittävin säteilyaltistusta aiheuttava radionuklidi (Saxén ym. 2003).

Tshernobylin onnettomuudesta seurannut  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma oli Skandinavian alueella tuulten ja sateiden vuoksi suurta. Ruotsissa Tukholman pohjoispuolelta rekisteröitiin korkein Neuvostoliiton ulkopuolella mitattu cesiumpitoisuus  $85 \text{ kBq/m}^2$  (UNSCEAR 1988). Myös Itävallassa, Sveitsissä ja Saksassa mitattiin tietyillä alueilla yli  $40 \text{ kBq/m}^2$  keskimääräisiä pitoisuuksia (UNSCEAR 1988). Suomessa  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma ylitti laajalti  $10 \text{ kBq/m}^2$  pitoisuuden, mutta laskeuma jakautui Suomeen hyvin epätasaisesti (Kuva 3) (Arvela 1990). Suotuisan sään ansiosta pääosa Suomen poronhoitoalueesta säästyi pahimmalta laskeumalta. Pohjois-Suomen alueen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma oli keskimäärin noin  $1 \text{ kBq/m}^2$  (Kuva 4) (Nieminen 1994).



**Kuva 3.** Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden aiheuttama  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma Suomessa (tilanne 1.10.1987) (Arvela ym. 1990).



**Kuva 4.** Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden aiheuttama  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma Pohjois-Suomessa (Ylipieti & Solatie 2007).

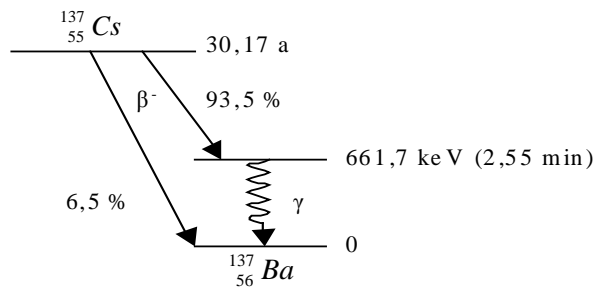
Radionuklidin puoliintumisaika on oleellinen tekijä tarkasteltaessa nuklidin merkitystä ympäristölle. Puoliintumisaika ilmoitetaan useimmiten aikana, joka menee, kun fysikaalisen hajoamisen seurauksena aktiivisuus laskee puoleen alkuperäisestä. Fysikaalisen hajoamisen lisäksi radioaktiivisia aineita poistuu elimistöstä myös biologisten toimintojen kuten aineenvaihdunnan kautta, jolloin voidaan puhua biologisesta puoliintumisajasta (Suomela ym. 2003). Eläinten ja ihmisten elimistöstä radioaktiiviset aineet poistuvat mm. virtsan ja hengityksen kautta. Kasveilla radioaktiiviset aineet jakaantuvat kasvin eri osiin kasvilajille tyypillisellä tavalla ja poistumista tapahtuu mm. liukenemalla sadeveteen tai siirtymisellä maaperään (Saxén 2003). Kasveista puhuttaessa käytetäänkin usein termiä ekologinen puoliintumisaika, joka ottaa huomioon myös ympäristön ja ekosysteemin vaikutuksen hajoamiseen, mutta ei huomioi fysikaalista hajoamista (AMAP 2004).

Radionuklidin biologiselle/ekologiselle puoliintumisajalle ei ole tarkkaa arvoa vaan sen pituus vaihtelee eri eliöillä ja kasveilla, kuten myös kudoksen tai kasvin osan mukaan. Se voi vaihdella myös paikan ja ajan suhteen (Saxén ym. 2003). Biologinen ja ekologinen puoliintumisaika perustuu aina siis arvioon. Efektiivinen ekologinen puoliintumisaika puolestaan sisältää kaikki aineen vähenemiseen vaikuttavat tekijät ja sen avulla voidaan siten kattavasti kuvata radioaktiivisen aineen poistumista kasvista, eliöstä tai muusta yksittäisestä ekosysteemin osasta (Saxén ym. 2003, AMAP 2004).

## **4.2 Cesium ympäristössä**

### **4.2.1 <sup>137</sup>Cs:n ominaisuudet**

<sup>137</sup>Cs on beeta-aktiivinen nuklidi, jonka  $\beta$ -hajoaminen johtaa <sup>137</sup>Ba-tytärynuklidin virittyneeseen tilaan (Kuva 5). Syntyneen tytärytimen virittynyt tila purkautuu nopeasti ja syntyy gammakvantti, jonka energia on 661,7 keV. Syntyvän gammasäteilyn ansiosta <sup>137</sup>Cs:n olemassaolo voidaan helposti havaita gammasäteilyilmaisimella.



**Kuva 5.**  $^{137}\text{Cs}$ :n hajoamiskaavio ja muodostuvat säteilyenergiat.

Cesiumin pysyvä isotooppi on  $^{133}\text{Cs}$  ja se kuuluu alkalimetalleihin kuten mm. natrium ja kaliumkin. Cesiumin pysyvää muotoa esiintyy luonnossa kuitenkin hyvin vähän ja se on hyvin reaktiivista.  $^{137}\text{Cs}$  on cesiumin radioaktiivinen isotooppi ja omaa samat kemialliset ominaisuudet kuin pysyvä  $^{133}\text{Cs}$ -isotooppikin. Alkalimetallien kemialliset ominaisuudet ovat keskenään kaikkein lähimpinä toisiaan verrattuna muihin alkuaineiden jaksollisen järjestelmän alkuaineryhmiin (Robinson ym. 1997). Kemiallisten ominaisuuksien samankaltaisuudella on merkitystä, sillä saman ryhmän kalium on tärkeä kasviravinne, jonka käyttäytymistä luonnossa siis  $^{137}\text{Cs}$ :kin noudattaa.

Radionuklidien käyttäytymiseen maaympäristössä vaikuttaa useita eri tekijöitä ja eri radionuklideilla on omat ominaispiirteensä. Yleisesti voidaan todeta vaikuttavia tekijöitä olevan mm. radionuklidin fysikaalis-kemialliset ominaisuudet, maaperän ominaisuudet ja ympäristön tila sekä ilmasto-olosuhteet (AMAP 2004).

Radionuklideille voidaan laskea erilaisia siirtotekijöitä (TF = Transfer factor), joiden avulla pyritään mallintamaan radionuklidin siirtymistehokkuutta kasviin, sen eri osiin tai kokonaiseen ravintoketjuihin. Siirtotekijät eivät ole vakioita vaan muuttuvat ajan ja paikan suhteen ja riippuvat radionuklidin kemiallisista ominaisuuksista, kuten myös kohteena olevan kasvin tai elion ominaisuuksista. Myös ympäristön useat prosessit vaikuttavat radionuklidien siirtymiseen (Saxén ym. 2003).

Kalium on kasvien tärkeimpiä ravinneaineita. Radionuklidin ollessa kemiallisesti samankaltainen kasviravinteen kanssa, voi niiden välillä esiintyä kilpailua. Tällöin vähän kaliumia sisältävästä maaperästä siirtyy kasveihin enemmän cesiumia kuin

ravinteikkaammasta maaperästä (AMAP 2004). Kasvit eivät erottele cesiumin eri isotooppeja, vaan ottavat maasta radioaktiivisen  $^{137}\text{Cs}$ :n lisäksi myös cesiumin pysyvämpiä ja ei-radioaktiivisia muotoja (Rissanen 2002).

Kaliumilla on merkitystä myös ravintoketjun myöhemmissä vaiheissa. Poronvasat tarvitsevat lihaksistonsa kasvattamiseen paljon kaliumia. Ravinnon mukana soluihin kertyy kaliumin ohella siten paljon myös cesiumia. Myös vaatimen maidosta siirtyy vasaan cesiumia. Poronvasoissa onkin mitattu korkeampia pitoisuuksia kuin täysikasvuisilla poroilla (Nieminen 1994).

Vaikka useassa tutkimuksessa (mm. Belli 1995, Veresoglou ym. 1995, Absalom ym. 2001, Kruyts & Delvaux 2002, AMAP 2004, Casadesus ym. 2008) on todettu kaliumin merkitys cesiumin siirtymisessä kasveihin ja edelleen ravintoverkkoihin, ei cesiumin siirtymistä kuitenkaan voida yksiselitteisesti selittää kaliumin pitoisuudella. Esimerkiksi Casadesus ym. (2008) toteavat kaliumin ehtymisen juurien ympäriltä olevan avaintekijä cesiumin siirtymisessä kasviin, mutta eivät tutkimuksessaan kuitenkaan pysty täysin ennustamaan riippuvuutta kaliumin ja cesiumin välille. Cesiumin siirtyminen kasveihin ei siten ole pelkästään ravinteista riippuva. Useat tutkimukset kuitenkin osoittavat, että mineraalien lisäämisellä metsämaan pintaosiin, voidaan vähentää cesiumin siirtymistä juuriin ja siitä edelleen kasvin ylempiin osiin (Veresoglou ym. 1995, Kruyts & Delvaux 2002, Saxén ym. 2003).

#### **4.2.2 Cesium maaperässä ja siirtyminen kasveihin**

Radionuklidien kemiallinen sitoutuminen maan eri komponentteihin vaihtelee sekä nuklidin että maaperän ominaisuuksien mukaan. Radioaktiivinen aine voi kiinnittyä maa-ainekseen kapillaarivoimien, ioninvaihdon, kemiallisten reaktioiden tai mikrobien vaikutuksesta (Saxén ym. 2003). Mikäli radioaktiivisen aineen kiinnittymiseen vaikuttavat tekijät ovat vähäisiä pääsee radionuklidi siirtymään maaperästä kasveihin. Cesiumin voidaan yleisesti todeta sitoutuvan helpommin saviseen ja hienojakoiseen maaperään, mutta on helpommin kasvien saatavilla karummasta maaperästä (AMAP 2004).

Cesiumin siirtymisessä maaperästä kasviin on maaperän ominaisuuksien lisäksi useita muitakin vaikuttavia tekijöitä. Belli (1995) listaa tutkimuksessaan cesiumin siirtymisen

vaikuttavaksi tekijöiksi mm. maan savisuuden, orgaanisen aineksen määrän, kosteuden, pH:n sekä kalium- ja ammoniumionien määrän. Tamponnet ym. (2008) lisäävät vaikuttaviksi tekijöiksi myös maaperän mikro-organismit ja mykoritsa-sienijuuret. Myös kasvin ominaisuudet ovat merkittävässä asemassa cesiumin siirtymisessä maaperästä kasviin (Belli ym. 1995, Tamponnet ym. 2008).

Metsämaa sisältää huomattavasti enemmän cesiumia kuin maatalousmaa, jonka ravinnekierrosta cesium häviää nopeammin (Fircks ym. 2002, Saxén ym. 2003). Peltojen hienojakoinen ja savinen kivennäismaa sitoo tehokkaammin cesiumia, joka ei siten pääse siirtymään kasveihin (Fawaris & Johansson 1995). Maatalousmaa sisältää lisäksi paljon ravinteita ja peltojen muokkaus siirtää cesiumia syvemmälle maahan, mikä vähentää cesiumin siirtymistä kasviin.

Metsätuotteiden cesiumpitoisuuksien pieneneminen on puolestaan hidasta. Erityisesti happamilla turvealueilla ja orgaanisilla metsämailla cesium pysyy kivennäismaita kauemmin kasveille saatavilla olevassa muodossa (Veresoglou ym. 1995, Rissanen 2002, Pöllänen 2003, AMAP 2004). Turvemailla siirtokertoimien onkin havaittu olevan korkeammat ja orgaanisen aineksen määrän on todettu olevan merkittävässä asemassa cesiumin siirtymisessä (Kruyts & Delvaux 2002). Turvemailla cesiumia voikin Saxén ym. (2003) mukaan siirtyä kasveihin jopa kymmenkertaisesti kivennäismaitoihin verrattuna. Lisäksi Fawaris & Johansson (1995) osittavat tutkimuksessaan myös pH:n merkityksen ja toteavat, että cesiumin siirtyminen on sitä suurempaa, mitä matalampi pH ja korkeampi orgaanisen aineksen osuus maassa on.

Mykoritsasymbioosin, joka on yksi yleisimmistä luonnon symbiooseista (Smith & Read 1997), vaikutusta cesiumin siirtymiseen maaperästä kasviin on myös paljon tutkittu (Drissner ym. 1998, Tamponnet ym. 2008). Tutkimuksissa on todettu mykoritsa-sienijuurten merkitys cesiumin siirtymisen lisääntymisessä, mutta tarkemmat vaikutukset ovat vielä epäselviä (Drissner ym. 1998). Vaikutusmekanismit ovat hyvin monitahoisia ja ne voivat vaihdella eri kasvilajienkin suhteen (Smith & Read 1997). Vaikka vaikutusta ei voidakaan yleistää, tulee mykoritsasymbioosi kuitenkin ottaa huomioon tarkasteltaessa juurien kautta kulkeutuvia haitta-aineita (Ehlken & Kirchner 2002).



Pääosa cesiumin laskeumasta on edelleen metsämaan pintaosissa ja näin helposti kasvien saatavilla (Rafferty ym. 2000, Pöllänen 2003, Almgren & Isaksson 2006). Raffertyn ym. (2000) tutkimuksen mukaan cesium on sitoutunut suurelta osin humuskerrokseen ja kivennäismaan ylimpään alle 5 cm syvyydellä olevaan osaan. Myös ydinasekokeista peräisin olevan cesiumin on todettu edelleen olevan muokkaamattomassa maaperässä alle 30 cm syvyydessä, vaikka maksimilaskeuman ajankohdasta on noin 40 vuotta (Saxén ym. 2003). Kuitenkin lyhyellä aikavälillä heti laskeuman jälkeen voi cesiumin siirtyminen syvemmälle maaperään olla esimerkiksi rankkasateen vaikutuksesta hyvin nopeaakin (Almgren & Isaksson 2006). Rafferty ym. (2000) selvitti tutkimuksessaan Tshernobylistä peräisin olevan cesiumin ja ydinasekokeiden cesiumin jakaantumista eri maakerroksiin ja totesi jakaumien olevan yhtenevät. Tshernobylin cesiumlaskeuma eroaa kuitenkin ydinasekokeiden cesiumlaskeumasta siten, että Tshernobylin cesiumin siirtyminen syvemmälle maaperään on ollut nopeampaa kuin ydinasekokeiden cesiumin. Tästä voi päätellä, että cesium liikkuminen maaperässä mutkistuu mikäli laskeuma-aika on pitempi verrattuna hetkelliseen laskeumaan (Rafferty ym. 2000).

Maaperän pintakerroksissa oleva cesium on merkittävä uhka kasvillisuudelle, koska suurin osa juurista on samassa kerroksessa. Juurien kautta tapahtuva radionuklidien otto on kuitenkin suhteellisen hidasta. Laskeumatilanteessa suoraan märkälasseumana tulevat radionuklidit siirtyvät sen sijaan nopeasti kasveista eläimiin ja edelleen ihmiseen. Siirtyminen nopeutuu edelleen, mikäli laskeuma tulee kasvukaudella suoraan vihreille kasvinosille (Rissanen 2002).

Radioaktiiviset aineet sitoutuvat kasveihin sekä radionuklidille että kasvilajille ominaisella tavalla. Radioaktiivisten aineen pidättyminen kasviin riippuu mm. aineen liukoisuudesta, hiukkasten koosta ja kasvin pintaosien rakenteesta (Saxén ym. 2003). Kasvilajilla on siten suuri merkitys radioaktiivisen aineen siirtymisessä kasviin. Radioaktiiviset aineet poistuvat vähitellen aineenvaihdunnan seurauksena. Mikäli uutta laskeumaa ei tule, radioaktiivisuuspitoisuuksien väheneminen hidastuu vuosien kuluessa, kun kasveille helpommin käytettävässä muodossa oleva radioaktiivisuuden määrä vähenee (AMAP 2004).

Cesium jakaantuu kasvin eri osiin eri tavalla ja jakautuminen riippuu mm. kasvilajista, maaperästä ja sen ravinteisuudesta sekä ilmastosta (Fircks ym. 2002). Fircks ym. (2002)

totesivat tutkimuksissaan cesiumia olevan pajuilla (*Salix* sp.) eniten juurissa, sitten lehdistä ja vähiten varressa. Erityisesti pienet ja ohuet juuret olivat herkempiä ja tuoreet lehdet sisälsivät vanhoja lehtiä enemmän cesiumia. Lehtien cesiumin todettiin myös vähenevän syksyä kohti. Vaikka cesiumin jakaantuminen kasviin riippuu kasvilajista, on yhteisiä tekijöitä kuitenkin havaittavissa. Herkimpiä ovat fysiologisesti aktiiviset osat kuten ohuet juuret sekä nuoret lehdet ja versot. Varret ja puun rungot sisältävät puolestaan vähemmän cesiumia. Fircks ym. (2002) tutkimuksen mukaan kaliumin läsnäolo vaikutti cesiumin jakaantumiseen kasvissa myös siten, että kun kaliumia oli maaperässä riittävästi, cesiumin pitoisuus pajun isoissa juurissa kasvoi ja varressa pieneni ja kaliumin määrän ollessa vähäinen tilanne oli päinvastoin.

Vihreää kasvillisuutta enemmän cesiumia pidättää itseensä jäkälät (*Lichenes*) ja sienet (*Fungi*). Sienissä on suuriakin lajikohtaisia eroja, mutta aktiivisuustaso on putkilokasveihin (*Tracheobionta*) verrattuna usein kuitenkin suurempi (Saxén ym. 2003). Jäkälät keräävät paljon cesiumia itseensä, koska ne ottavat ravinteita koko pinnallaan sekä ilmasta että maasta. Lisäksi ne ovat monivuotisia ja kasvavat hitaasti, joten ne pidättävät sitomiaan aineita useita vuosia.

#### **4.2.3 Cesiumin siirtyminen poroon**

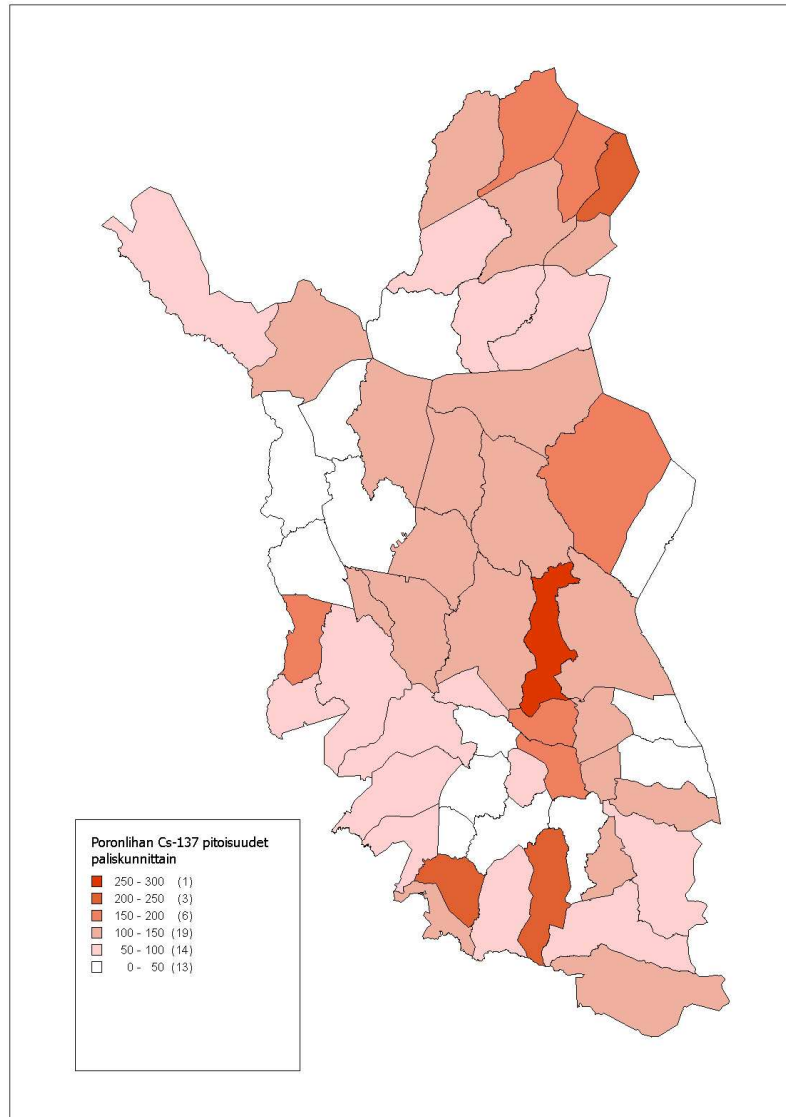
Koska cesiumia on vielä jäljellä maaperässä ja kasvillisuudessa, siirtyy sitä jatkuvasti myös poroon sen laiduntaessa. Pohjois-Suomessa, missä poroa käytetään paljon ravinnoksi, on ravintoketju jäkälä–poro–ihminen merkittävin tekijä cesiumin siirtymisessä ihmiseen (Rissanen & Rahola 1990).

Suomen poronhoitoalueen jäkälien cesiumpitoisuuksia on mitattu aina 1960-luvulta lähtien ja jäkälien cesiumpitoisuuksista on paljon tutkimuksia niin Suomessa kuin muissakin maissa (mm. Rissanen & Rahola 1990, Halleraker ym. 1995, Skuterud ym. 2005, Machart ym. 2007). Ydinasekokeiden aiheuttaman laskeuman seurauksena vuonna 1965 mitattiin Suomen poronhoitoalueen jäkälien keskimääräiseksi cesiumpitoisuudeksi lähes 2500 Bq/kg kuivapainoa kohti (Rissanen & Rahola 1990). Tshernobylin onnettomuuden jälkeen keskimääräinen cesiumpitoisuus suomen poronhoitoalueen jäkälissä oli vuonna 1986 900 Bq/kg kp ja vuonna 1987 800 Bq/kg kp (Rissanen & Rahola 1990). Etelä-Suomessa

jäkälistä on mitattu jopa yli 50 000 Bq/kg kp cesiumpitoisuuksia (Rissanen & Rahola 1990).

Jäkälän ohella poroon siirtyy cesiumia myös muista ravintokasveista. Poron kesäravinnossa on pääosin pienempiä pitoisuuksia, mutta kesäravinnon merkitys on kasvanut mm. jäkälälaitumien kulumisen ja vasateurastuksiin siirtymisen myötä. Porossa cesium varastoituu pääasiassa lihaksiin. Niemisen (1994) mukaan poronlihaan kertyy jopa 4 – 5 kertaa enemmän radioaktiivisuutta kuin jäkäliin. Kesällä porojen radioaktiivisuus laskee vilkkaamman aineenvaihdunnan ja matala-aktiivisemmän ravinnon vuoksi ollen noin 20 % talven tasosta (Rissanen & Rahola 1990). Poronlihan keskimääräinen cesiumpitoisuus Suomessa oli 1960-luvulla enimmillään 5000 Bq/kg tuorepainoa kohti, vuonna 1979 keskimääräinen pitoisuus oli tuorepainoa kohti 486 Bq/kg ja vuonna 1985 300 Bq/kg, kun taas esimerkiksi hirvellä cesiumpitoisuus oli vuonna 1979 vain 34,4 Bq/kg tp (Nieminen 1994).

Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden seurauksena cesiumpitoisuudet poronlihassa nousivat, mutta alueellinen vaihtelu oli huomattavaa. Poronlihan cesiumpitoisuudet vaihtelivat välillä 240 – 4800 Bq/kg tuorepainoa kohti (Nieminen 1994). Pienimmät pitoisuudet olivat käsivarren Lapissa sekä Keski-Lapin alueella ja suurimmat Hallan paliskunnassa (plk. 57), jonka kaakkoisosassa mitattiin jopa yli 10 000 Bq/kg tp pitoisuuksia. Keskimääräinen cesiumpitoisuus oli talvella 1986 – 1987 720 Bq/kg tuorepainoa kohti (Rissanen & Rahola 1990). Nykyään keskimääräinen poronlihan cesiumpitoisuus koko poronhoitoalueella on puolestaan noin 100 Bq/kg tp (Pohjonen & Leppänen 2008). Paliskuntien välillä on kuitenkin eroja ja korkein keskimääräinen cesiumpitoisuus 286 Bq/kg tp on mitattu vuonna 2007 Hirvasniemen paliskunnasta (plk. 25) (Kuva 6) (STUK 2009, julkaisematon aineisto).



**Kuva 6.** Vuosina 2007 – 2009 (53 paliskuntaa) ja 1998 – 2001 (3 paliskuntaa: Kallioluoma plk. 45, Orajärvi plk. 31, Sattasniemi plk. 17) kerättyjen poronlihanäytteiden keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet [Bq/kg tuorepainoa] paliskunnittain. Suluissa paliskuntien lukumäärä pitoisuusluokassa (STUK 2009, julkaisematon aineisto).

Myyntiin tulevan poronlihan, kuten myös muiden luonnontuotteiden, radioaktiivisuutta valvotaan säännöllisesti. EU:n komission suosituksen (2003/274/EY) mukaan jäsenmaissa myytävien luonnontuotteiden radioaktiivisen cesiumin pitoisuudet eivät saa ylittää 600 Bq/kg. Raja on sama kuin EU-alueelle muista maista tuotaville elintarvikkeille. Suositus koskee mm. riistaa, metsämarjoja ja sieniä sekä järvien petokaloja.

## 5 Poron laitumet ja ravinto

### 5.1 Laidunalueet

Luonnonolosuhteet vaikuttavat merkittävästi poron selviytymiseen ja hyvinvointiin. Poro ottaa käytännössä kaiken ravintonsa luonnosta, joten laitumien kunnolla on suuri rooli onnistuneessa poronhoidossa. Erityisesti talvilaitumet ovat paikoin hyvinkin kuluneet ja monin paikoin on jouduttu turvautumaan talvisin lisäruokintaan joko tarhassa tai maastoruokintana, mistä on aiheutunut myös lisääntyneitä taloudellisia kustannuksia (Kemppainen ym. 1997). Poromiehet yleensä haluavatkin, että laitumet ovat lähellä kotia ja pääsy laitumille on suhteellisen helppoa, jotta hoitotyöt helpottuvat ja kustannukset pienentyvät (Kitti ym. 2006).

Kesälaitumista ei talvilaitumien tapaan ole pulaa. Hyviä kesälaitumia ovat alueet, jotka ovat riittävän laajoja ja joissa on potentiaalista ravintoa eri aikoina (Kitti ym. 2006). Tärkeimmät kesälaidunalueet ovat Suomessa suoalueet, tunturialueet ja paljakat sekä joentörmät (Soppela ym. 2006). Kevättalvella porot siirtyvät alueille, joilta lumet sulavat aikaisin, kuten tunturien ja vaarojen etelärinteille (Kitti ym. 2006). Sieltä porot siirtyvät kesän tullessa soille, luhdille sekä joki- ja puronvarsille (Kortesalmi 2008). Kosteat kasvupaikat ovat porolle mieleen, koska kasvit uudistuvat siellä nopeasti ja tuoretta ravintoa on aina saatavilla (Kitti ym. 2006).

Kuumimpaan aikaan porot hakeutuvat mielellään tuulisille paikoille kuumuutta ja verta imeviä hyönteisiä pakoon, kuten tunturipaljakkoille, avosoille tai muille avoimille paikoille (Kortesalmi 2008). Poronhoidon kannalta leuto ja tuulinen kesä onkin paras mahdollinen. Jos on oikein kuuma, porot viettävät päivät jyrkän teillä ja tunturien huipuilla ja tulevat syömään laaksoihin vain iltaisin ja öisin (Kitti ym. 2006). Lisäksi laitumien tulee olla mahdollisimman häiriöttömiä alueita, sillä herkkänä eläimenä porot stressaantuvat helposti, mikä pitkään jatkuessaan vaikuttaa lihan laatuun (Kitti ym. 2006).

Porot pysyvät luontaisesti samalla seudulla, mikäli ravintoa on riittävästi (Kemppainen ym. 1997). Ravinnonsaannin vaikeutuessa porot voivat kuitenkin hakeutua uusille laidunmaille. Kesäisin porot löytävät helpommin hyvän laidunalueen, kun taas talvella lumiolosuhteet voivat vaikeuttaa merkittävästi ravinnon löytämiseen. Kesällä voivat

kuitenkin mm. joet, järvet tai jyrkänteet estää porojen kulkemista hyvälle laitumille, sillä porot eivät mielellään ylitä vesistöjä. Kevättulvat voivatkin hankaloittaa poron pääsyä haluamilleen laitumille, kuten myös rakennetut esteet esim. tiet ja aidat (Kitti ym. 2006).

### **5.1.1 Laitumien kunto**

Poron laitumien kuluneisuus on erityisesti nähtävissä jäkäläköiden vähentymisenä sekä talvi- että kesälaidunalueilla. Intensiivisen kesäaikaisen laidunnuksen ja tallauksen on havaittu vaikuttavan myös monella muulla tavalla kasvillisuuteen. Porolaidunten tilaan vaikuttaakin useita tekijöitä, joiden kokonaisvaikutus näkyy mm. kasvillisuudessa ja maiseman- sekä metsäkuvan muutoksina (Kumpula ym. 2006).

Laidunten kuntoon vaikuttavia tekijöitä ovat mm. porojen määrä ja laidunnustapa. Kumpulan ym. (1996) mukaan poronhoitoalueen pohjoisosissa kuluminen on suurempaa sellaisissa paliskunnissa, joissa porotiheyskin on suurempi. Porotiheyteen vaikuttaa poromäärän lisäksi myös laitumien koko. Siten paliskunnissa, joissa on vähän sopivia laitumia, enemmän poroja käyttää pienempää aluetta. Porot voivat myös liikkua paliskunnan rajojen ulkopuolelle ja jonkun paliskunnan sisällä voi laiduntaa usean naapuripaliskunnankin poroja. Poronhoitoalueen pohjoisosissa porot pysyvät helpommin oman paliskunnan sisällä, kun taas etelässä rajanylitykset ovat yleisempiä (Kumpula ym. 1996). Poronhoitoalueen etelä- ja keskiosissa on yleisempää laiduntaa poroja vapaasti, jolloin ne saavat kulkea laitumelta toiselle niin halutessaan. Pohjoisempaan taas käytetään useammin laidunkiertoa, jossa porot ohjataan halutuille alueille. Kumpulan ym. (1996) mukaan laidunten kulumista tapahtuu kuitenkin molemmilla laidunnustavoilla. Laidunten liiallinen kuluminen vältetäänkin vain löytämällä oikea tasapaino laiduntamisen ja laidunvarojen välillä.

Laiduntamisen lisäksi alueita kuluttavat myös muut toiminnot, kuten metsäteollisuus. Porotalouden toimintaympäristö onkin viime vuosikymmeninä oleellisesti muuttunut ja porotalous on joutunut kilpailemaan muiden toimintojen kanssa samoista maa-alueista. Vaikka metsäteollisuus asetetaan usein vastakkain porotalouden kanssa, laidunten kulumisen, vähenemisen ja pirstoutumisen syyksi ei voida kuitenkaan nimetä pelkästään yhtä aiheuttajaa (Kumpula ym. 2006).

Metsälauha on vähentynyt poronhoitoalueella siitä huolimatta, että metsätalous hyödyttää sitä monilta osin (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000). Myös mustikka ja kanerva ovat useimmilla alueilla vähentyneet (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000). Toisaalta Kumpula ym. (2004) toteavat mustikan ja metsälauhan myös lisääntyneen tietyillä alueilla intensiivisen kesälaidunnuksen seurauksena. Myös poron ulottuvilla olevien koivunlehtien (*Betula* sp.) ja vaivaiskoivunlehtien (*Betula nana*) sekä pajujen (*Salix* sp.) määrä on vähentynyt voimakkaan laidunnuksen seurauksena (Kumpula ym. 2004). Laiduntaminen vaikuttaa myös puuston uudistumiseen ja terveydentilaan, koska puiden juuristoa suojaava jäkäläkerros on vähentynyt tai puuttuu kokonaan (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000).

Kumpula ym. (2004) tutkimus osoittaa myös joidenkin kasvien hyötyvän porojen kesälaidunnuksesta erityisesti kasvun nopeutumisenä. Tällaisia kasvilajeja ovat erityisesti tietyt suokasvit, kuten hilla (*Rubus chamaemorus*), tupasvilla (*Eriophorum vaginatum*) ja sarat (*Carex* sp.). Sen sijaan luikkien (*Trichophorum* sp.) määrä voi vähentyä kesälaidunnuksen myötä (Kumpula ym. 2004). Voimakas pitkäaikainen kesälaidunnus tuo siis muutoksia kasvillisuuteen ja kasvien runsaussuhteisiin ja vaikuttaa näin väistämättä myös poron ravintokasvien saatavuuteen.

### **5.1.2 Kilpailevat maankäyttömuodot**

Kilpailevia maankäyttömuotoja porotaloudelle ovat mm. metsätalous, maatalous ja turismi (Kempainen ym. 1997). Myös energiateollisuus vaikuttaa negatiivisesti poron laitumiin erityisesti vesivoiman käytön seurauksena ja Vuotoksen allashankkeen vaikutuksista on käyty jo pitkään keskustelua. Viime aikoina eräänlaisiksi uusiksi uhkiksi ovat nousseet kaivoshankkeet, jotka ovat lisääntyneet Lapissa voimakkaasti. Kaivoshankkeita on mm. Savukoskella, Sodankylässä ja Kolarissa. Kaivosteollisuus vie maa-alueita, mutta tuo myös uhkan mahdollisten epäpuhtauksien pääsemisestä ympäristöön. Vaikka näillä muilla maankäyttömuodoilla ja talouden aloilla on haitallisia vaikutuksia porolaitumiin ja yleisesti koko porotalouteen, on niillä myös toisiaan hyödyttäviä tekijöitä. Myös porotaloudella voi olla haitallisia vaikutuksia muihin talouden muotoihin mm. tallomisen seurauksena.

Metsätalouden ja porotalouden suhde on ehkä kaikkein ongelmallisin. Metsät ovat molemmille aloille perustekijä, jotta toimintaa voidaan yleensä harjoittaa. Metsätalous näyttää olevan tulevaisuudessakin yksi merkittävimmistä kilpailijoista porotaloudelle

ajatellen maankäyttöä (Burkhard & Müller 2006). Metsätalous aiheuttaa haittoja erityisesti talvilaitumille, mutta myös kesälaitumet kärsivät hakkuista mm. pirstoutumisen ja ravinnon yksipuolistumisen seurauksena. Metsätalous alentaa talvilaidunten laatua ja muuttaa kasvillisuuskerrosta (Kitti ym. 2006).

Metsätyökoneet vahingoittavat kasvillisuuskerrosta ja erityisesti jäkälikköä. Metsätalous vaikuttaa myös koko metsä- ja maisemakuvaan. Suojelualueiden ulkopuolella olevat vanhat ja varttuneet metsät ovat pirstoutuneet ja niiden pinta-alat ovat pienentyneet. Tilalle on tullut hakkuuaukeita, taimikoita ja nuorta metsää. Metsäautotiet vievät maa-alueita poronhoidolta ja pirstovat metsiä ja laitumia. Toisaalta poromiehet myös hyötyvät metsätaloudesta erityisesti juuri metsäautoteiden myötä, jotka helpottavat pääsyä laitumille (Kumpula ym. 2006).

Matkailu on lisääntynyt viime vuosikymmeninä Pohjois-Suomessa ja sen odotetaan tulevaisuudessakin vielä kasvavan (Burkhard & Müller 2006). Matkailu on merkittävä elinkeino Lapissa ja se on tuonut lisätuloja myös poromiehille mm. porotaloustuotteiden myynnin ja erilaisten ohjelmalveluiden kautta. Lisääntyvä matkailu tuo kuitenkin myös haittoja porotaloudelle. Loma-asutusten lisääntyminen ja liikenne pienentää poron laidunalueita ja porot voivat häiriintyä luonnossa liikkuvista ihmisistä. Porotalouden kannalta on kuitenkin hyvä, että matkailu on painottunut suuriin keskuksiin ja ihmisiä on ohjattu merkityille reiteille (Kemppainen ym. 1997).

## **5.2 Poron ravinto**

### **5.2.1 Ravinnon koostumus**

Poron käyttämä ravinto riippuu paljon vuodenajasta ja laidunkierrosta. Ravinnon tulee olla sekä määrältään että laadultaan hyvää. Kesäravintoaika on 5 – 6 kuukauden mittainen (Kortesalmi 2008) ja tällöin ne voivat syödä käytännössä kaikkea, mitä maasta löytyy (Kitti ym. 2006). Kasvilajeja, joita poro käyttää ravintonaan on yli 350, joista noin 100 luetaan tärkeisiin ravintokasveihin (Kortesalmi 2008). Vaikka poro periaatteessa syö mitä tahansa, on se kuitenkin hyvin valikoiva mikäli mahdollista (Soppela ym. 2006). Tekijät, joiden mukaan poro valitsee ravintonsa, ovat biomassan määrä, toissijaiset yhdisteet, sulavuus ja erityisesti kasvin ravinteet (Kitti & Forbes 2006).



Porot suosivat typpipitoisia kasveja ja toisaalta välttävät kasveja, jotka sisältävät paljon fenoliyhdisteitä (Warenberg ym. 1997). Fenolit kuten myös muut ravintokasvien ns. sekundääriset yhdisteet heikentävät poron ruuansulatusta. Hiilihydraatteja sekä rasvoja poro käyttää energiantuotantonsa ja pötsikäymisessä muodostuvat rasvahapot ovatkin poron tärkein energianlähde (Warenberg ym. 1997). Kesällä poro lihoo, kun taas talvella painosta putoaa pois noin 10 – 20 % (Kortesalmi 2008). Vaikeina talvina poro voi menettää jopa 40 % syksyisestä painostaan (Nieminen 1994). Keväällä ja alkukesästä vasomisen ja imetyksen aikaan porot syövät paljon proteiineja sisältäviä kasveja kuten tupasvillaa ja raatetta (Soppela ym. 2006). Kesäravinto koostuu pääosin vihreästä kasvillisuudesta kuten ruohot, heinät, sarat, varvut ja pensaat (Kumpula 2006). Syksyn alkaessa porot jatkavat samalla ravinnolla, mutta lisäävät sieniä ruokavalioonsa. Talvea kohti porot vaihtavat ruokavalionsa talvivihreisiin ruohoihin ja jäkäliin. Metsälauha on talvivihreänä kasvina tärkeä poron ravintokasvi sekä kesällä että talvella (Kortesalmi 2008). Talviravinto pitää sisällään vähemmän tyyppiä ja kivennäisaineita (Nieminen 1994).

### **5.2.2 Kesäravintokasvit ja kasvupaikat**

Poro laiduntaa siis useita kymmeniä, jopa satoja, kasvilajeja. Kasvit voidaan jaotella useilla tavoilla mm. kasvupaikkatyyppin, maaperän ravinteisuuden tai laidunnusajan mukaan. Tässä tutkimuksessa kasvien luokittelu perustuu niiden kasvupaikkatyyppeihin. Eri kasvupaikkatyyppisiä yhdisteltiin kuitenkin omiksi luokikseen. Kasvit pyrittiin luokittelemaan joko kivennäismaihin tai turvemaihin kuuluviksi, vaikka monet kasvit usein menestyvätkin molemmilla maaperätyypeillä. Usein tuoreen kangasmetsän lajit menestyvät myös korvissa ja vastaavasti kuivien kankaiden lajit rämeillä (Hotanen ym. 2000).

Kasvupaikkaoptimiltaan lehtomaisiin kankaisiin ja tuoreisiin kankaisiin kuuluvat lajit muodostavat tässä tutkimuksessa tuoreen kankaan luokan. Kuivan kankaan luokka puolestaan sisältää kuivahkoilla ja kuivilla kankailla sekä karukkokankailla esiintyvät kasvilajit. Suokasveja käsitellään yhdessä luokassa, mikä käsittää kaikki kasvit, joiden ekosysteeminä on selkeästi suoympäristö. Suokasvien lisäksi luokkaan jaoteltiin myös rantojen ja kosteikkojen lajeja.

Tuoreen kankaan kasveista poro käyttää ravintonaan mm. koivua (*Betula* sp.), kultapiiskua (*Solidago virgaurea*), kevätpiippoa (*Luzula pilosa*), maitikoita (*Melampyrum*) ja mustikkaa (*Vaccinium myrtillus*). Koivu esiintyy tuoreen kankaan lisäksi myös useilla muilla kasvupaikoilla jopa nevoilla ja letoilla. Poro syö mielellään tunturikoivun (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) lehtiä koko kesän ja erityisesti sen nuorimpia lehtiä (Warenberg ym. 1997).

Kultapiisku ja kevätpiippo ovat selvästi yleisempiä kivennäismailla kuin turvemailla. Kultapiiskua poro syö koko kesän ajan ja se hyödyntää kasvin kokonaan. Kevätpiippo on tärkeä laidunkasvi erityisesti keväällä ja poro syökin sitä heti, kun se sitä lumen alta löytää. Kesällä poro syö kevätpiippoa vähemmän (Warenberg ym. 1997).

Maitikoita on Suomessa viittä eri lajia. Niistä yleisimpiä ovat kangas- ja metsämaitikka (*M. pratense* ja *M. sylvaticum*), jotka ovat kasvupaikkaoptimiltaan paljolti toistensa kaltaisia. Turvemailla esiintyessään ne ovat lähinnä rämeiden mätäspinoilla. Kangasmaitikkaa esiintyy myös tunturipaljakoiden alaosissa. Metsämaitikkaa poro syö mieluiten ennen kukintaa (Warenberg ym. 1997).

Mustikan frekvenssi ja peittävyys on suurin tuoreissa kangasmetsissä, mutta sitä esiintyy yleisesti myös kuivissa kangasmetsissä ja karuimmillakin paikoilla etenkin Pohjois-Suomessa ja sitä tapaa myös soilla. Mustikka on tärkeä poron ravintokasvi ja sitä esiintyy koko poronhoitoalueella. Aikuiset porot syövät mielellään mustikan pieniä varsia ja vasat taas pieniä sivusilmuja (Warenberg ym. 1997).

Kuivan kankaan luokan muodostaa kuivahkojen-, kuivien- ja karukokankaiden lajit, joita ovat kanerva (*Calluna vulgaris*), variksenmarja (*Empetrum nigrum* ssp.) ja puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*). Kanerva on erittäin yleinen kuivien kankaiden laji. Sitä tavataan myös karuimpien rämeiden mätäspinoilla. Kanerva on varvuista mustikan ohella poron suosima kesäravintokasvi (Vanha-Majamaa & Reinikainen 2000). Myös variksenmarja esiintyy Pohjois-Suomessa yleisesti useilla kasvupaikkatyypeillä ja on yleinen koko poronhoitoalueella. Runsain se on kuitenkin kuivahkoilla kankailla ja tunturialueilla. Variksenmarja ei kuulu kesällä poron suosikkiravintoon, mutta talvella poro syö jäkälän ohella sitäkin. Keväällä poro myös riipii pohjanvariksenmarjan varpuja (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) ja syö luumarjoja (Warenberg ym. 1997). Myös puolukan

kasvupaikkavaatimukset ovat hyvin väljät. Runsain se on kuitenkin kuivahkoilla, kuivilla tai karukkokankailla (Hotanen ym. 2000). Ainavihantina varpuna puolukka tuottaa lehdissään runsaasti sekundääriyhdisteitä, kuten fenoleja, jotka eivät ole porolle mieleen (Warenberg ym. 1997, Hotanen ym. 2000).

Monet suon ja kosteikkojen kasvit ovat tärkeitä poron ravintokasveja. Jotkut luokan kasveja menestyvät myös kivennäismailla, lähinnä tuoreilla kankailla. Suokasvien luokkaan kuuluvat lajit: raate (*Menyanthes trifoliata*), villat (*Eriophorum* sp.), luikat (*Trichophorum* sp.), sarat (*Carex* sp.), kurjenjalka (*Potentilla palustris*) ja muurain (*Rubus chamaemorus*). Näistä villat sisältävät suurimmaksi osaksi lajeja tupasvilla (*Eriophorum vaginatum*) ja luhtavilla (*Eriophorum angustifolium*). Tupasvilla sisältää paljon porolle tärkeitä kalsiumia ja fosforia. Kalsium vaikuttaa kasvuun ja vaatimen maidontuottoon, kun taas fosforin saanti on tärkeää etenkin vaatimen kantoaikana. Poro syö tupasvillaa erityisesti aikaisin keväällä. Luhtavillaa poro syö koko kesästä pitkälle syksyyn ja myös alkutalvella. Myös töppövilla (*Eriophorum scheuchzeri*) on alkukesästä ja syksyllä tärkeää ravintoa porolle (Warenberg ym. 1997).

Luikista tupasluikka (*Trichophorum cespitosum*) on tärkeä ravintokasvi erityisesti keväällä ja alkukesästä kuten saratkin. Tupasluikan lisäksi poro syö villapääluikkaa (*Trichophorum alpinum*), mutta sitäkin lähinnä keväällä ja alkukesällä. Saralajeja, joita poro hyödyntää ravintonaan ovat mm. pullosara (*Carex rostrata*), vesisara (*Carex aquatilis*), jouhisara (*Carex lasiocarpa*), kiiltosara (*Carex saxatilis*), tupassara (*Carex nigra* ssp. *juncella*) ja tunturisara (*Carex bigelowii*). Suurin osa saroista esiintyy kosteilla paikoilla kuten soilla tai rannoilla (Warenberg ym. 1997).

Tuoreen kankaan, kuivan kankaan ja suon lisäksi on muiden kasvien luokka. Näitä muita kasveja ei luokiteltu millekään kasvupaikkatyypille vaan niitä käsitellään yksittäisinä lajeina. Lajit ovat metsälauha (*Deschampsia flexuosa*), juolukka (*Vaccinium uliginosum*), vaivaiskoivu (*Betula nana*), pajut (*Salix* sp.), kortteet (*Equisetum* sp.), maitohorsma (*Epilobium angustifolium*), heinät (*Poaceae*) ja vihvilät (*Juncus* sp.). Osa näistä on tärkeitä poron kesäravintokasveja, kuten metsälauha ja osa muulla tavoin mielenkiintoisia, kuten maitohorsma, joka on mm. metsätalouden vaikutuksesta lisääntynyt.

Metsälauhan kasvupaikkavaatimukset ovat hyvin väljät. Yleisemmin se kuitenkin esiintyy kivennäismailla kuin turvemilla. Se on yleinen sekä tuoreilla että kuivilla kankailla. Se viihtyy myös tuntureilla ja soillakin sitä tapaa. Metsälauhaa pidetään yleisesti yhtenä poron tärkeimmistä ravintokasveista (Warenberg ym. 1997, Nieminen 1994). Etenkin syksyllä se sisältää paljon sokeria, mikä on tärkeää sopeutumisessa talven hiilihydraattipitoiseen jäkäläravintoon (Warenberg ym. 1997).

Vaivaiskoivu on Etelä-Suomessa selkeä suokasvi, mutta Pohjois-Suomessa se yleistyy merkittävästi myös kivennäismailla. Se kohoaa myös puurajan yläpuolelle tuntureilla ja onkin yleinen Tunturi-Lapin alueella. Pohjois-Suomessa vaivaiskoivua esiintyykin sekä kuivilla että tuoreilla kangasmailla ja myös tuntureilla sekä soilla. Poro laidunaa vaivaiskoivua keväästä syksyyn asti ja poronvasat syövät erityisesti vaivaiskoivun silmuja (Warenberg ym. 1997).

Juolukka on tärkeä poron ravintokasvi koko kesän (Warenberg ym. 1997). Juolukka esiintyy Pohjois-Suomessa lähes yhtä yleisenä niin kangasmailla kuin soillakin. Metsä-Lapin alueella juolukka kuuluu valtavarpuihin niin kuivilla kuin tuoreillakin kankailla. Suolla se on kuitenkin mätäsvarpu. Erityisesti soilla ja tunturipaljakoilla poro suosii juolukkaa (Kumpula ym. 2004).

Heiniä, joita poro käyttää ravintonaan, ovat mm. siniheinä (*Molinia caerulea*), lampaannata (*Festuca ovina*), nurmilauha (*Deschampsia cespitosa*), tunturinurmikka (*Poa alpina*), tunturilauha (*Deschampsia alpina*), pohjanrölli (*Agrostis mertensii*) ja pohjantähkiö (*Phleum alpinum*). Siniheinää, nurmilauhaa, tunturinurmikkaa ja pohjantähkiötä poro syö mielellään etenkin keväisin tai alkukesästä. Tunturilauhaa ja pohjanrölliä poro käyttää ravinnokseen pääasiallisesti keskikesällä. Lampaannata sisältää paljon sokereita ja poro syökin sitä mielellään koko kesän (Warenberg ym. 1997).

Pajut ovat tärkeä ravintokasvi poroille. Esimerkiksi tunturipajun lehdet (*Salix glauca*) sisältävät runsaasti valkuaista. Yleisemmät pajulajit, joita esiintyy koko poronhoitoalueella, ovat tunturipajun ohella kiiltopaju (*Salix phylicifolia*) ja pohjanpaju (*Salix lapponum*). Harvinaisemmat vaivaispaju (*Salix herbacea*) ja napapaju (*Salix polaris*) ovat varpumaisia pajulajeja, jotka myös ovat porolle erittäin mieluista ravintoa (Warenberg ym. 1997).

Maitohorsma lisääntyy metsätalouden harjoittamisen seurauksena. Erityisesti sitä esiintyykin hakkuuaukeilla ja tienvierustoilla. Poro syö ensisijaisesti maitohorsman juuria, mutta nuoret kasvit porot hyödyntävät kokonaan (Warenberg ym. 1997).

Vihvilöistä poro laiduntaa mm. tunturivihvilää (*Juncus trifidus*) ja jousivihvilää (*Juncus filiformis*). Tunturivihvilä kasvaa erityisesti kankailla ja niityillä sekä kallioselänteillä, joista lumet lähtevät aikaisin. Poro syökin tunturivihvilää erityisesti keväällä ja alkukesällä. Jousivihvilä viihtyy puolestaan paremmin kosteimmilla alueilla ja sitä tapaakin soilla, ojien varsilla sekä rannoilla. Poro syö erityisesti jousivihvilän maavarsia (Warenberg ym. 1997).

## **6 Aineisto ja menetelmät**

### **6.1 Näytteet ja esikäsittely**

Tutkimus tehtiin Säteilyturvakeskuksen (STUK) Pohjois-Suomen aluelaboratoriossa Rovaniemellä. Tutkimuksessa käytettiin kasvinäytteitä, jotka oli kerätty Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) toimesta vuosina 1997 – 1998 ja 2001 – 2003. Aineistoa täydennettiin variksenmarjavarpujen ja -marjojen osalta, ottamalla mukaan STUK:n keräämät variksenmarjavarpuinäytteet vuosilta 1996 – 2008 sekä Metsäntutkimuslaitoksen (METLA) keräämät variksenmarjat vuodelta 2005. Vuoden 1998 näytteiden lukumäärä oli suurin (Taulukko 1), joten kaikki tulokset muutettiin korjauskertoimien avulla vastaamaan vuotta 1998.

**Taulukko 1.** Kasvinäytteiden lukumäärien jakautuminen eri vuosille ja vuosien korjauskertoimet.

Vuosi	N	Korjauskerroin
1996	3	0,9551
1997	351	0,9773
1998	720	1
2001	75	1,0714
2002	122	1,0963
2003	103	1,1217
2005	49	1,1745
2006	7	1,2018
2007	1	1,2297
2008	4	1,2583
YHT.	1435	

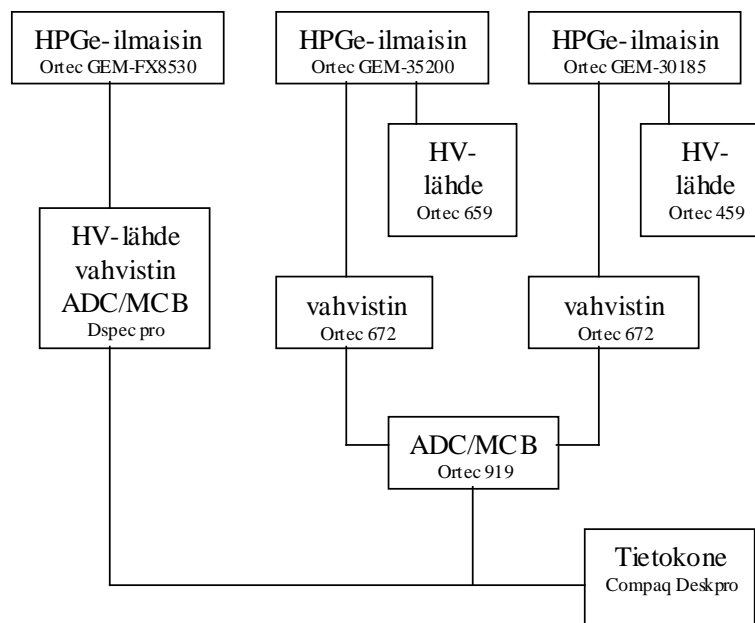
Korjauskerroin saatiin fysikaalisen hajoamislain kaavasta johdetulla aktiivisuuden lausekkeella, jossa käytettiin  $^{137}\text{Cs}$ :n fysikaalista puoliintumisaikaa  $T_{1/2} = 30,17$  vuotta. Jokaisella kasvilla on myös ekologinen puoliintumisaika, joka vaihtelee kasvilajin ja olosuhteiden mukaan. Laskeuman jälkeen ekologinen puoliintumisaika on fysikaalista puoliintumisaikaa pienempi, mutta ero tasaantuu ajan kuluessa (NEA 2002). Koska edellisestä laskeumasta on kulunut vertailuhetkeen 1998 mennessä 12 vuotta, voidaan korjauskerrointa approksimoida käyttämällä fysikaalista puoliintumisaikaa. Tämä aiheuttaa jonkin verran virhettä, mutta mittausepävarmuuteen, joka oli noin 5 – 20 %, verrattuna se ei ole suuri.

Riista ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) suorittama kasvinäytteidenotto kattoi koko Suomen poronhoitoalueen ja edustettuna oli 42 kasvilajia. Tähän tutkimukseen valittiin 22 kasvilajia tarkempaan tarkasteluun sen perusteella, mitkä kasvit ovat tärkeitä poron ravintokasveja ja mitkä ovat edustettuna koko poronhoitoalueella. Muista kasvilajeista mainitaan tulokset. RKTL:n toimittamat kuivatut kasvinäytteet yhdistettiin yhdeksi paliskuntaakohtaiseksi kasvilajinäytteeksi. Lisäksi paliskunnista oli yksittäisiä näytteitä. Näytteet kuivattiin lämpökaapissa 105 °C:ssa, jonka jälkeen ne jauhettiin ja kuivapainot punnittiin. Kuivattujen kasvinäytteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet mitattiin gammalmaisimella.

## 6.2 Mittausasetelma

Kasvinäytteet mitattiin ja analysoitiin gammaspektrometrisesti standardin IEC 1452: 1995 mukaan. Gammaspektrometrinen analyysi perustuu gammasäteilyn energiajakauman rekisteröimiseen ja analysoimiseen. Ilmaisimena käytettiin High Purity Germanium (HPGe) -detektoria. Spektrit analysoitiin tietokoneohjelmalla. Tutkimuksessa käytettiin kolmea HPGe-ilmaisinta, joiden suhteelliset tehokkuudet olivat 31,1 %, 38,1 % ja 50 %.

Germaniumilmaisimeen synnytetään korkealla jännitteellä sähkökenttä, jonka avulla säteilyn ja aineen vuorovaikutuksen seurauksena syntyneet varaukset kerätään pulssiksi. Pulssin suuruus on suoraan verrannollinen absorboituneeseen energiaan. Syntyntä heikkoa pulssia vahvistetaan esivahvistimella ja päävahvistimella. Tutkimuksessa käytettyjen ilmaisimien jännitteet olivat 2300, 2500 ja 3300 V. Kaaviokuva mittausasetelmasta on esitetty kuvassa 7.



**Kuva 7 .** Spektrometriien komponentit ja kytkennät.

Germaniumilmaisimien oli sijoitettu lyijysuojan, jolla vaimennettiin luonnonsäteilyn aiheuttamaa taustaa. Ilmaisimien oli lisäksi liitetty jäähdyttimeen, jolla vähennettiin lämpöliikkeen virittämien varausten aiheuttamaa vuotovirtaa. Spektrit analysoitiin Gamma-99 tietokoneohjelmalla, joka määrittää piikkien paikat ja pinta-alat sekä tunnistaa

nuklidit. Analysointiohjelma laskee piikkejä vastaavat energiat ja aktiivisuudet. Tulos saatiin sillä muokattua muotoon Bequereliä/kilogramma kuivapainoa (Bq/kg kp), jota alla käytetään yksikkönä.

Ohjelma laskee aktiivisuuksille suhteelliset epävarmuudet. Ohjelman ilmoittamassa epävarmuudessa on huomioitu seuraavat tekijät: piikin pinta-alan määrittäminen, taustapiikin osuus, piikkitehokkuus, kalibrointistandardi ja kalibrointilähteen laimennus. Näytteitä pyrittiin mittaamaan niin kauan, että analyysimenetelmästä johtuva epävarmuus oli n. 10 %. Jos näytemäärä oli erittäin vähäinen tai tulos lähellä nuklidin havaitsemisrajaa, tuloksen epävarmuus kohosi.

### 6.3 Kasvien luokittelu

Kasvit jaoteltiin kasvupaikkatyypin mukaan luokkiin, jotka olivat tuore kangas, kuiva kangas ja suo (Taulukko 2). Luokkaan muut jaoteltiin kasvit, jotka ovat oleellisia poron kesäravintokasveja, mutta joita ei voinut selkeästi osoittaa millekään kasvupaikkatyypille.

**Taulukko 2.** Tutkittujen kasvien luokittelu ja näytteiden lukumäärät.

Luokka	Tuore kangas		Kuiva kangas		Suo		Muut	
	Laji	N	Laji	N	Laji	N	Laji	N
	Koivu	109	Variksenmarja	83	Raate	58	Metsälauha	84
	Kultapiisku	52	Puolukka	17	Villat	66	Vaivaiskoivu	80
	Kevätpiippo	43	Kanerva	18	Luikat	65	Juolukanvarpu	91
	Maitikat	62			Sarat	75	Kortteet	70
	Mustikanvarpu	89			Kurjenjalka	45	Pajut	54
					Hillanlehti	70	Maitohorsma	42
							Heinät	39
							Vihvilät	22
Yhteensä		355		118		379		482

Lisäksi aineisto piti sisällään 20 kasvilajia, joita ei jaoteltu mihinkään luokkaan. Näytteitä oli kasvilajia kohden joko liian vähän tai kasvi ei kuulunut poron tärkeimpiin ravintokasveihin. Näitä kasveja olivat sielikkö, ruohokanukka, metsätähti, jäkki, lääte, mesiangervo, metsäkurjenpolvi, lieko, vanamo, suopursu, suokukka, rätvänä, suolaheinä, väinönputki, ohdakkeet, riekonmarjanvarpu, karpalonvarpu, kissankäpälä, voikukka, kaarlenvaltikka. Kasvien cesiumpitoisuudet mitattiin ja tulokset mainitaan. Aineistosta jätettiin epämääräisyytensä takia pois kasvinäytteet, jotka oli nimetty muut varvut, muut ruohot, muut kukkakasvit ja muut lehtipuut.



## 6.4 Tilastolliset menetelmät

Tilastollisen tarkasteluun käytettiin SPSS 15.0 for Windows -ohjelmaa. Tilastollista merkitsevyyttä testattiin yksisuuntaisella ANOVA:lla niissä tapauksissa, joissa tutkittavia ryhmiä oli  $\geq 3$  ja ryhmien jakaumat olivat normaalijakautuneet. Tarkasteltavat ryhmät saatettiin luonnollisella logaritimuunnoksella normaalijakautuneiksi. Heteroskedastisessa tilanteessa käytettiin Welchin vapausastekorjattua ANOVA-testiä (ilmaistu tekstissä termillä Welch). Monivertailut suoritettiin Bonferronin menetelmällä toisistaan eroavien ryhmien selvittämiseksi.

Tapauksissa, joissa ryhmiä ( $\geq 3$ ) ei saatu transformaatiollakaan normaalijakautuneiksi, käytettiin tilastollisten erojen merkitsevyyden tutkimiseen Kruskal-Wallis testin testin. Tällöin ryhmien väliset monivertailut toteutettiin pareittain tehtävällä Mann-Whitneyn U-testillä ja saadut p-arvot korjattiin Bonferronin menetelmällä vastaamaan samaa merkitsevyytensä.

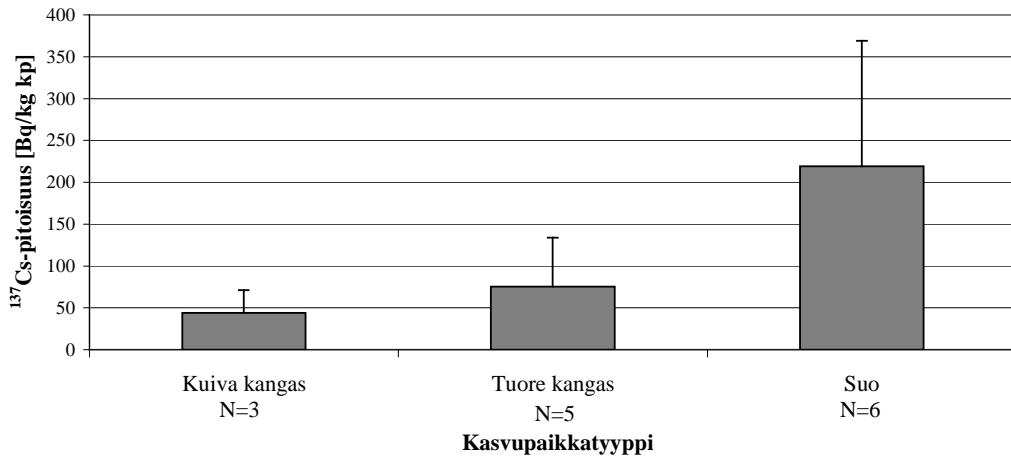
## 7 Tulokset

### 7.1 $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ja jakauma eri kasvupaikkatyypeillä

Tutkimuksessa määritettiin  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia poron kesäravintokasveissa Suomen poronhoitoalueella ja pyrittiin selvittämään kasvupaikkatyyppien vaikutus cesiumpitoisuuksiin. Eri kasvupaikkatyypeillä kasvavien poron kesäravintokasvilajien cesiumpitoisuudet erosivat merkitsevästi toisistaan (ANOVA,  $F = 195,642$ ,  $p < 0,001$ ). Lisäksi monivertailut osoittivat, että suon kasvilajien keskimääräinen cesiumpitoisuus erosi erittäin merkitsevästi sekä tuoreen että kuivan kankaan kasvilajien cesiumpitoisuuksista (Bonferroni,  $p < 0,001$ ). Tuoreen ja kuivan kankaan kasvilajien keskimääräisten cesiumpitoisuuksien ero oli myös merkitsevä (Bonferroni,  $p = 0,004$ ).

Koko poronhoitoalueen keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli kuivan kankaan kasvilajeilla alhaisin ja suon kasvilajeilla korkein (Kuva 8). Tuoreen kankaan kasvilajeilla keskimääräinen cesiumpitoisuus oli lähes kaksinkertainen (1,7) kuivan kankaan kasvilajien keskimääräiseen cesiumpitoisuuteen verrattuna. Suon cesiumpitoisuus oli puolestaan lähes

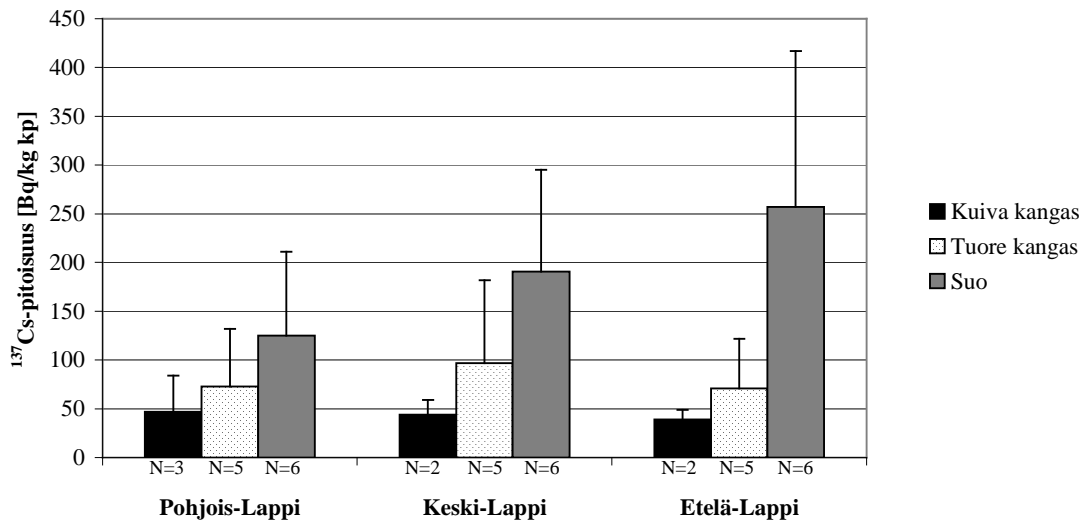
kolminkertainen (2,9) tuoreen kankaan kasvilajien keskiarvoon verrattuna ja viisinkertainen (5,0) kuivan kankaan kasvilajien keskiarvoon verrattuna.



**Kuva 8.** Poronhoitoalueen keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet (keskiarvo + keskihajonta) eri kasvupaikkatyyppien kasveilla (N = kasvilajien lukumäärä).

Kasvilajit oli jaoteltu eri kasvupaikkatyypeille lähimpänä olevan pääasiallisen kasvupaikan mukaan ja eri kasvupaikkatyytit oli tiivistetty kolmeen edellä mainittuun luokkaan. Aineistossa oli kolme kuivan kankaan kasvilajia, viisi tuoreen kankaan kasvilajia ja kuusi suon kasvilajia. Eri kasvupaikkatyyppien keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden arvot laskettiin paliskuntien keskiarvoista, koska näytteiden lukumäärä eri paliskunnissa vaihteli huomattavasti ( $N_{\text{paliskunta}} = 1 - 18 / \text{kasvilaji}$ ). Näin pyrittiin vähentämään näytelukumäärän jakautumisen epätasaisuudesta aiheutuvaa epävarmuutta.

Paliskunnat jaoteltiin kolmeen alueeseen, jotka nimettiin Etelä-, Keski- ja Pohjois-Lapiksi. Suon kasvilajien keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus kasvoi Etelä-Lappia kohti (Kuva 9) ja cesiumpitoisuuksien alueellinen vaihtelu oli suon kasvilajeilla erittäin merkitsevää (ANOVA,  $F = 37,136$ ,  $p < 0,001$ ). Etelä-Lapissa suon kasvilajien keskimääräinen cesiumpitoisuus oli 35 % korkeampi kuin Keski-Lapissa ja 106 % korkeampi kuin Pohjois-Lapissa. Sen sijaan tuoreen kankaan kasvilajien keskimääräiset cesiumpitoisuudet olivat eri alueilla samalla tasolla (Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 1,005$ ,  $p = 0,590$ ), kuten kuivankin kankaan kasvilajien cesiumpitoisuudet (Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 0,844$ ,  $p = 0,656$ ).

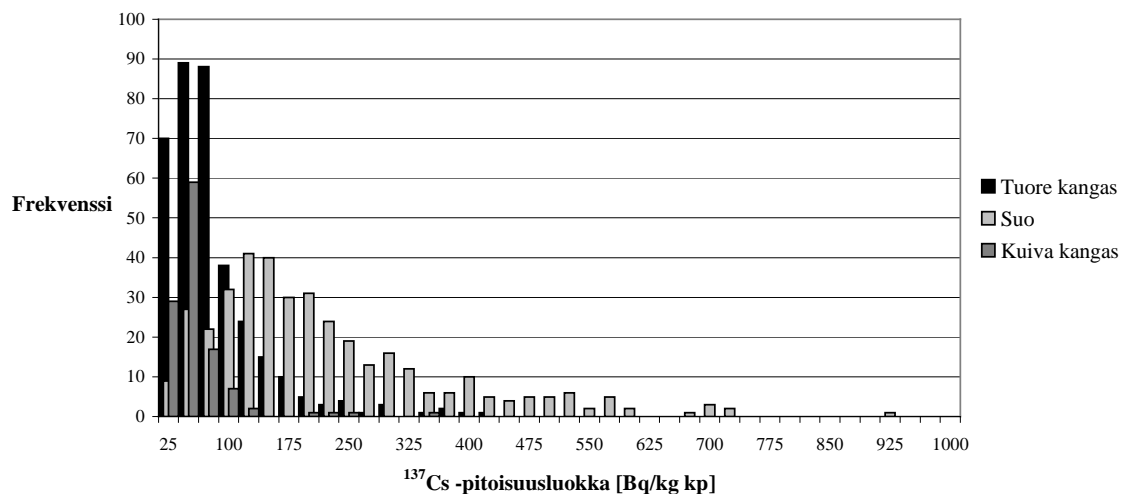


**Kuva 9.** Keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet (keskiarvo + keskihajonta) alueittain eri kasvupaikkatyyppien kasvilajeilla (N = kasvilajien lukumäärä).

Yksittäisen alueen sisällä eri kasvupaikkatyyppien kasvilajien keskimääräiset cesiumpitoisuudet noudattivat samaa suuntaa kuin koko poronhoitoalueen keskimääräiset pitoisuudetkin. Kuivan kankaan kasvilajien keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli alhaisin, tuoreen kankaan kasvilajeilla cesiumpitoisuus oli hieman korkeampi ja suon kasvilajeilla oli korkein pitoisuus. Eri kasvupaikkatyyppien kasvilajien cesiumpitoisuuksien ero oli merkitsevä Pohjois-Lapissa (ANOVA,  $F = 17,195$ ,  $p < 0,001$ ), Keski-Lapissa (Welch,  $F = 40,251$ ,  $p < 0,001$ ) ja Etelä-Lapissa (ANOVA,  $F = 195,330$ ,  $p < 0,001$ ). Monivertailun (Bonferroni) mukaan kuivan ja tuoreen kankaan kasvilajien cesiumpitoisuudet eivät kuitenkaan millään alueella eronneet merkitsevästi toisistaan (Pohjois-Lappi:  $p = 0,110$ ; Keski-Lappi:  $p = 0,436$ ; Etelä-Lappi:  $p = 0,153$ ). Sen sijaan suon kasvilajien cesiumpitoisuudet olivat jokaisella alueella kankaiden lajeja suuremmat ja ero oli erittäin merkitsevä ( $p < 0,001$ ) Yleisesti ottaen jokaisella alueella cesiumpitoisuus jäi kuivan kankaan kasvilajeilla keskimäärin alle 50 Bq/kg kp ja tuoreen kankaan kasvilajeilla keskimäärin alle 100 Bq/kg kp. Suokasveilla keskimääräinen cesiumpitoisuus oli selvästi yli 100 Bq/kg kp, ollen Etelä-Lapissa yli 250 Bq/kg kp. Cesiumpitoisuudet siis lähes kaksinkertaistuivat kasvupaikalta toiselle siirryttäessä.

Kuivan kankaan kasvilajien (variksenmarja, kanerva ja puolukanvarpu) alueellista tarkastelua tulee pitää vain ohjeellisena, koska näytemäärät olivat variksenmarjaa lukuun ottamatta vähäisiä ja eri lajien näytteet alueellisesti epätasaisesti jakautuneita. Kanervanäytteitä ei ollut lainkaan Keski- ja Etelä-Lapista ja puolukanvarvun näytteitä oli Keski-Lapin alueelta vain yhdestä paliskunnasta ja Etelä-Lapin alueelta kahdesta paliskunnasta. Mikäli kanerva jätetään huomiotta Pohjois-Lapin alueelta, on kuivan kankaan kasvilajien keskimääräinen cesiumpitoisuus alueella  $26 \pm 10$  Bq/kg kp ja siten alhaisempi kuin Keski- ja Etelä-Lapin alueilla.

Kuivan kankaan kasvinäytteitä oli yhteensä 118 kpl, tuoreen kankaan kasvinäytteitä 355 kpl ja suon kasvinäytteitä 379 kpl. Jakaumasta nähdään, että kuivan ja tuoreen kankaan kasvien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat yleisesti ottaen samaa suuruusluokkaa, kun taas suokasvien pitoisuudet olivat korkeammat ja jakauma laajempi (Kuva 10).

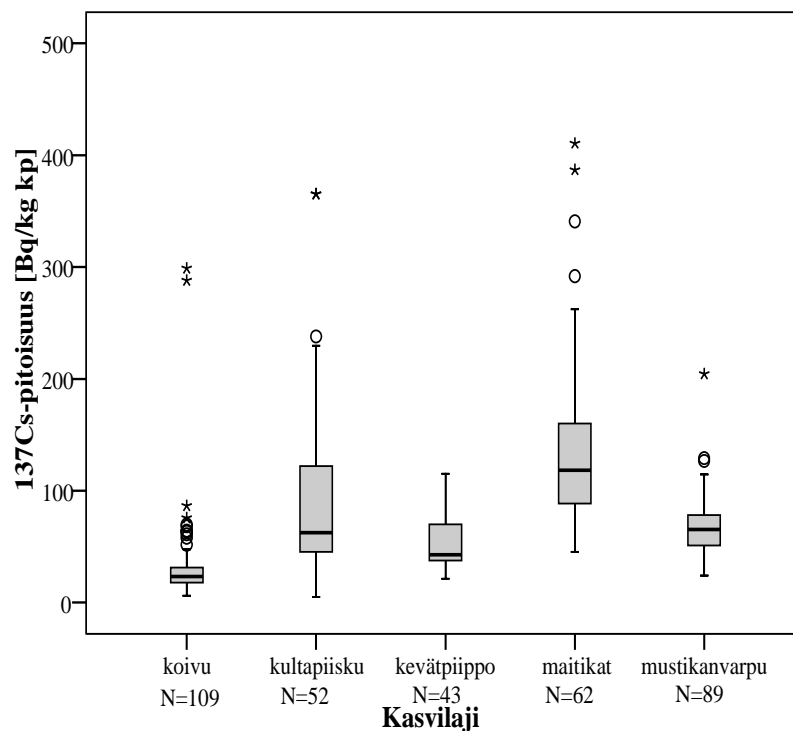


**Kuva 10.** Kasvinäytteiden frekvenssi eri pitoisuusluokissa kasvupaikkatyypeittäin (luokkaväli 25 Bq/kg).

Suon kasvinäytteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet jakaantuivat 28 eri pitoisuusluokkaan. Kuivan kankaan kasvien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet jakaantuivat ainoastaan 9 eri luokkaan ja tuoreen kankaan kasvit 16 eri luokkaan. Tuoreen ja kuivan kankaan näytteiden suurin frekvenssi oli molemmilla pitoisuusluokassa 25 – 50 Bq/kg kp. Suon kasvinäytteiden suurin frekvenssi oli puolestaan pitoisuusluokassa 100 – 125 Bq/kg kp.

## 7.2 <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet tuoreen kankaan kasvilajeilla

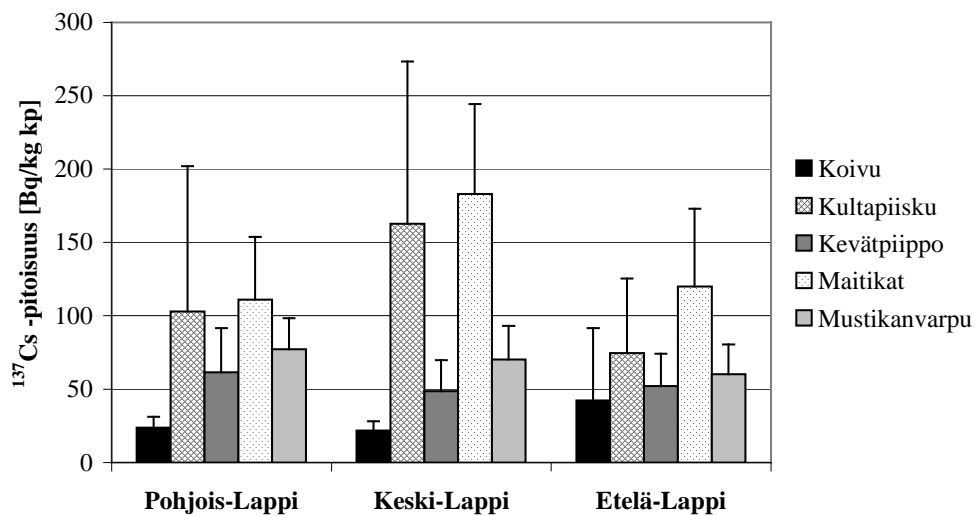
Tuoreen kankaan kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet (keskiarvo ± keskihajonta) koko Suomen poronhoitoalueella olivat koivulla 32 ± 39 Bq/kg kp, kultapiiskulla 91 ± 78 Bq/kg kp, kevätpiipolla 53 ± 24 Bq/kg kp, maitikoilla 137 ± 78 Bq/kg kp ja mustikanvarvulla 68 ± 27 Bq/kg kp (Kuva 11). Eroja lajien välillä testattiin Kruskal-Wallisin testillä. <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet erosivat tuoreen kankaan lajeilla merkitsevästi toisistaan ( $\chi^2 = 184,375$ ,  $p < 0,001$ ).



**Kuva 11.** Tuoreen kankaan kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet Suomen poronhoitoalueella (N = kasvinäytteiden lukumäärä).

Tarkasteltaessa koko poronhoitoaluetta cesiumpitoisuuksien hajonnat olivat tuoreen kankaan kasvilajeilla suuret. Suhteellisesti pienin keskihajonta (40 % keskiarvosta) oli mustikanvarvulla. Vaihteluvälit muodostuivat näin ollen myös suuriksi. Myös yksittäisen paliskunnan sisällä esiintyi huomattavaa vaihtelua. Esimerkiksi Sallivaaran paliskunnassa (plk. 9), jossa maitikoiden cesiumpitoisuus saavutti maksimiarvonsa 411 Bq/kg kp, pienin cesiumpitoisuuden arvo oli 54 Bq/kg kp.

Tarkasteltaessa paliskuntia alueellisina kokonaisuuksina cesiumpitoisuuksien vaihtelu kuitenkin tasoittui sekä lajikohtaisesti että kaikilla tuoreen kankaan kasveilla yhteensä. Lajikohtaisesti tarkasteltuna alueellinen cesiumpitoisuuksien vaihtelu on esitetty kuvassa 12. Alueellisessa tarkastelussa keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden arvot laskettiin paliskuntien keskiarvoista näytelukumäärän jakautumisen epätasaisuudesta aiheutuvan virheen pienentämiseksi. Paliskuntakohtaiset cesiumpitoisuudet eri tuoreen kankaan kasvilajeilla on puolestaan esitetty liitteen 1 taulukoissa 1a ja 1b.



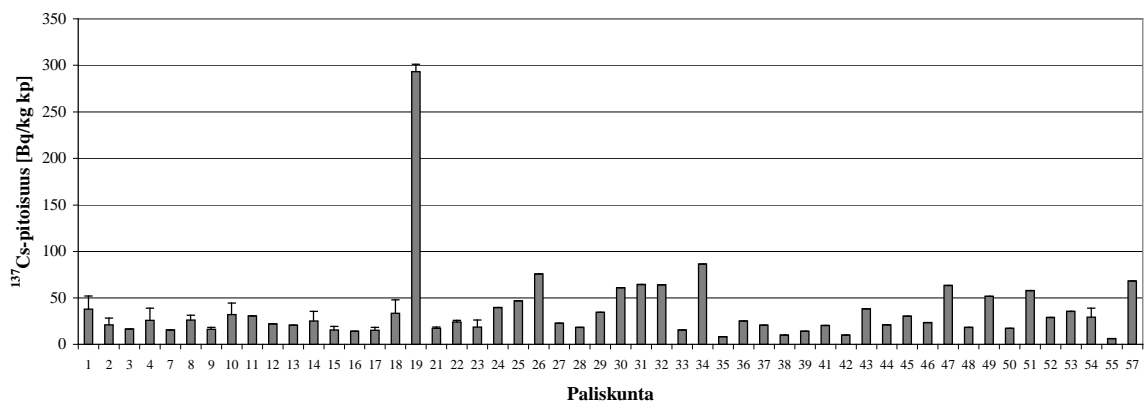
**Kuva 12.** Tuoreen kankaan kasvilajien keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet (keskiarvo + keskihajonta) alueittain.

Koivun pitoisuudet olivat muita tuoreen kankaan kasvilajeja alhaisemmat Etelä-, Keski- ja Pohjois-Lapin alueiden paliskunnissa. Kultapiiskulla ja maitikoilla oli puolestaan kaikilla alueilla hieman korkeammat keskimääräiset cesiumpitoisuudet kuin muilla tuoreen kankaan kasvilajeilla. Kultapiiskulla ja maitikoilla oli myös muita lajeja suuremmat keskihajonnat. Kevätpiipon ja mustikanvarvun cesiumpitoisuuksien vaihtelu eri alueilla oli tuoreen kankaan kasvilajeista vähäisintä. Paliskuntien keskiarvoja tarkasteltaessa kaikki tuoreen kankaan kasvilajit saivat minimiarvonsa Etelä-Lapin alueen paliskunnissa (Liite 1, Taulukko 1a ja 1b).

Koivun cesiumpitoisuudet jäivät alle puoleen muiden tuoreen kankaan kasvilajien cesiumpitoisuuksiin verrattuna Pohjois- ja Keski-Lapin alueen paliskunnissa. Etelä-Lapin alueella koivun cesiumpitoisuus nousi puolestaan lähelle muiden lajien tasoa. Etelä-Lapin

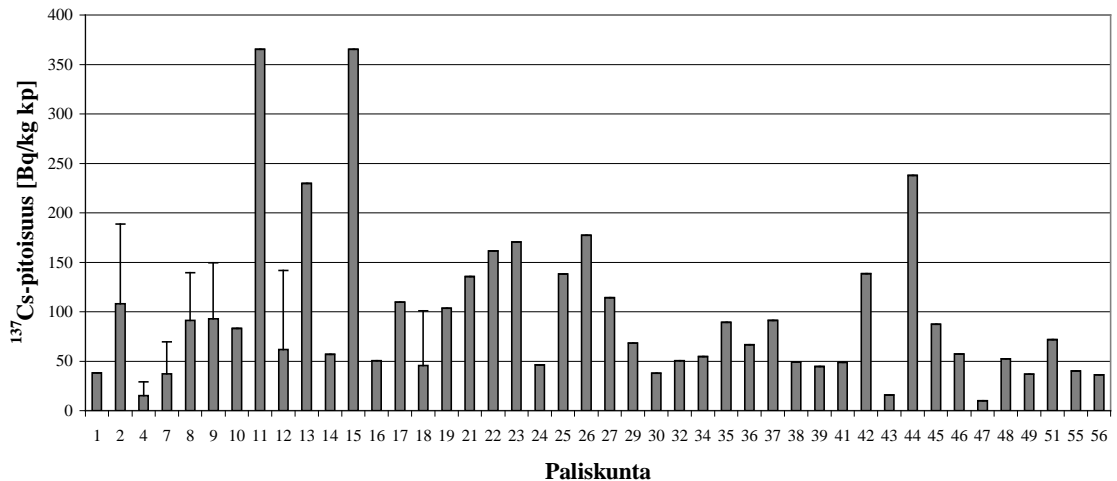
alueella koivun keskimääräinen cesiumpitoisuus oli 94 % korkeampi kuin Keski-Lapin alueella ja 78 % korkeampi kuin Pohjois-Lapissa. Koivun cesiumpitoisuuksien tilastollinen tarkastelu ei kuitenkaan osoittanut pitoisuuksissa olevan merkitsevää alueellista eroa (Welch,  $F = 2,115$ ,  $p = 0,145$ ).

Etelä-Lapin alueella koivun cesiumpitoisuuksien keskihajonta ja vaihteluväli oli suuri minimin ollessa 6 Bq/kg kp ja maksimin 293 Bq/kg kp. Koivun cesiumpitoisuuden maksimiarvo (293 Bq/kg kp) oli Syväjärven paliskunnasta (plk. 19) ja pitoisuus oli yli kahdeksankertainen (8,2) paliskuntien keskimääräiseen cesiumpitoisuuteen verrattuna (Kuva 13). Mikäli maksimiarvo jätetään huomiotta on Etelä-Lapin keskimääräinen cesiumpitoisuuden arvo koivulla  $35 \pm 22$  Bq/kg kp. Keskihajonta Etelä-Lapin alueella on siis selkeästi suurempi kuin Keski-, ja Pohjois-Lapissa, vaikka poikkeavan suuri arvo jätettäisiin huomiottakin.



**Kuva 13.** Koivun  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet paliskunnittain (keskiarvo + keskihajonta, mikäli näytteitä enemmän kuin yksi). Paliskuntien nimet ja sijainnit löytyvät kuvasta 1.

Kultapiiskun ja maitikoiden keskimääräiset cesiumpitoisuudet olivat tuoreen kankaan lajeista korkeimmat. Kultapiiskun cesiumpitoisuudet vaihtelivat kuitenkin hyvin paljon paliskunnittain (Kuva 14). Maksimiarvonsa (365 Bq/kg kp) kultapiisku sai Pohjois-Lapin Näkkälän paliskunnassa (plk. 11) ja Keski-Lapin Kuivasalmen paliskunnassa (plk. 15). Myös maitikoiden maksimiarvo (306 Bq/kg kp) oli Kuivasalmen paliskunnasta. Kultapiiskun maksimiarvo oli lähes 40 kertaa suurempi kuin sen minimiarvo (10 Bq/kg kp) Jokijärven paliskunnasta (plk. 47).



**Kuva 14.** Kultapiiskun  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet paliskunnittain (keskiarvo + keskihajonta, mikäli näytteitä enemmän kuin yksi). Paliskuntien nimet ja sijainnit löytyvät kuvasta 1.

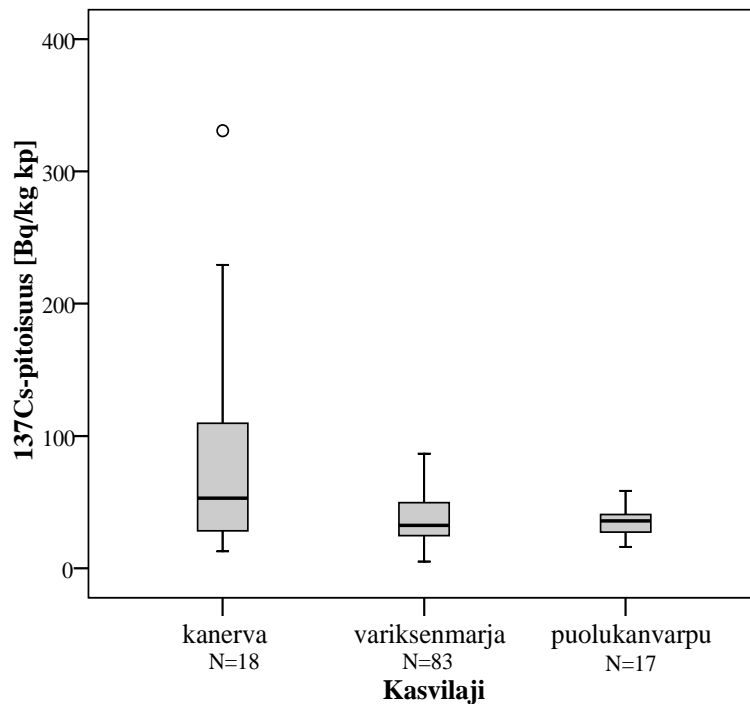
Vaikka kultapiiskun cesiumpitoisuudet vaihtelivat paliskunnittain, ei pitoisuuksissa ollut alueellisesti tarkasteltuna kuitenkaan merkitsevää eroa (ANOVA,  $F = 3,079$ ,  $p = 0,057$ ). Myöskään kevätpiipon cesiumpitoisuuksissa eri alueilla ei ollut merkitsevää eroa (Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 1,520$ ,  $p = 0,468$ ). Maitikoiden ja mustikanvarvun cesiumpitoisuudet puolestaan erosivat alueellisesti. Maitikoiden cesiumpitoisuudet olivat keskimäärin suuremmat Keski-Lapissa. Varianssianalyysi osoitti alueelliset erot merkitseviksi (ANOVA,  $F = 4,401$ ,  $p = 0,024$ ), mutta monivertailu osoitti eron olevan merkitsevä vain Keski- ja Etelä-Lapin välillä (Bonferroni,  $p = 0,026$ ). Mustikanvarvun cesiumpitoisuus nousi pohjoista kohti ollen keskimäärin Pohjois-Lapin alueella suurempi kuin Keski-, ja Etelä-Lapissa. Varianssianalyysi osoitti alueelliset erot myös mustikanvarvulla merkitseviksi (ANOVA,  $F = 3,583$ ,  $p = 0,035$ ) ja monivertailu osoitti eron olevan merkitsevä Pohjois- ja Etelä-Lapin välillä (Bonferroni,  $p = 0,036$ ).

### 7.3 $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet kuivan kankaan kasvilajeilla

Kuivan kankaan kasvilajien keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet (keskiarvo  $\pm$  keskihajonta) koko Suomen poronhoitoalueella olivat kanervalla  $94 \pm 89$  Bq/kg kp, variksenmarjalla  $37 \pm 20$  Bq/kg kp ja puolukanvarvulla  $34 \pm 12$  Bq/kg kp (Kuva 15). Eroja lajien välillä testattiin Kruskal-Wallis testillä.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet erosivat kuivan kankaan lajeilla merkitsevästi toisistaan ( $\chi^2 = 7,636$ ,  $p = 0,022$ ). Mann-Whitneyn U-testin mukaan

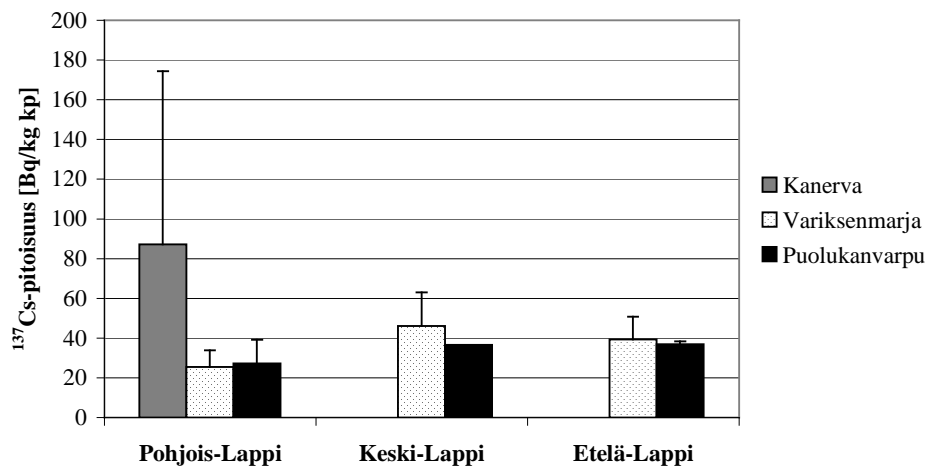


kuitenkin vain kanervan ja variksenmarjan cesiumpitoisuudet erosivat toisistaan ( $U = 444,000$ , Bonferroni-korjattu  $p = 0,021$ ). Sen sijaan kanervan ja puolukanvarvun cesiumpitoisuuksien välillä ei havaittu merkitsevää eroa ( $U = 87,000$ , Bonferroni-korjattu  $p = 0,087$ ). Variksenmarjan ja puolukanvarvun cesiumpitoisuudet olivat myös samalla tasolla ( $U = 697,000$ , Bonferroni-korjattu  $p = 1,000$ ).



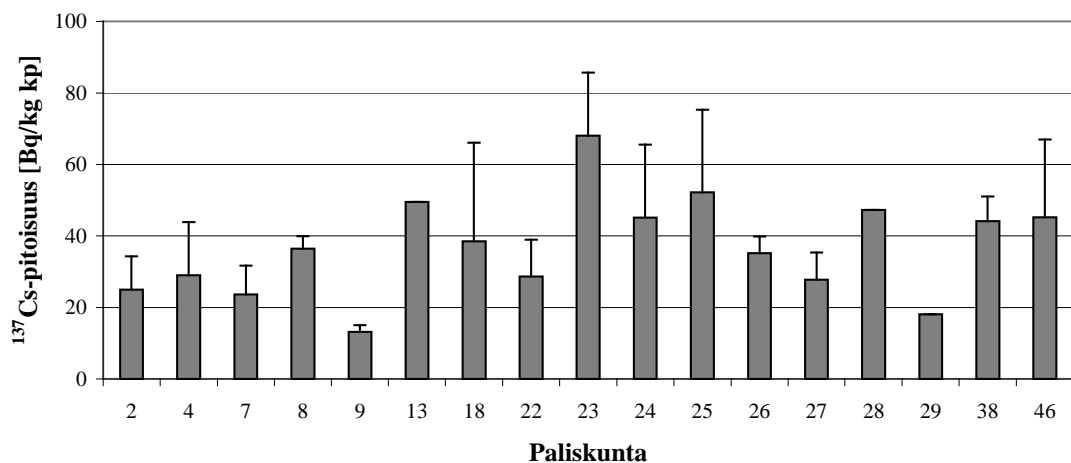
**Kuva 15.** Kuivan kankaan kasvilajien keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet Suomen poronhoitoalueella ( $N =$  kasvinäytteiden lukumäärä).

Erityisesti kanervalla cesiumpitoisuudet vaihtelivat yksittäisten paliskuntien sisälläkin huomattavasti ja paliskuntien keskihajonnat muodostuivat suuriksi (Liite 1, Taulukko 2). Kanervanäytteitä oli vain Pohjois-Lapin alueelta, jossa paliskuntien keskimääräinen cesiumpitoisuus kanervalla oli yli kolminkertainen variksenmarjaan ja puolukanvarpuun verrattuna (Kuva 16). Paliskuntien keskimääräiset cesiumpitoisuudet variksenmarjalla ja puolukanvarvulla vaihtelivat eri alueiden välillä vain vähän eivätkä erot olleet merkitseviä (variksenmarja: ANOVA,  $F = 3,468$ ,  $p = 0,060$ ; puolukanvarpu: Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 0,200$ ,  $p = 0,905$ ). Puolukanvarpunäytteitä oli Keski-Lapista vain yhden paliskunnan alueelta ja Etelä-Lapista kahden paliskunnan alueelta.



**Kuva 16.** Kuivan kankaan kasvilajien keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet (keskiarvo + keskihajonta) alueittain.

Variksenmarjan cesiumpitoisuuksissa ei ollut suurta alueellista vaihtelua. Pohjois-Lapissa keskimääräinen cesiumpitoisuus oli kuitenkin muita alueita pienempi, ollen 45 % pienempi kuin Keski-Lapissa ja 36 % pienempi kuin Etelä-Lapissa. Variksenmarjan suurin keskimääräinen cesiumpitoisuus (68 Bq/kg kp) oli Keski-Lapissa Pohjois-Sallan paliskunnassa (plk. 23) (Kuva 17). Pienin cesiumpitoisuus (13 Bq/kg kp) oli puolestaan Sallivaaran paliskunnassa (plk. 9), joka sijaitsee Pohjois-Lapin alueella.

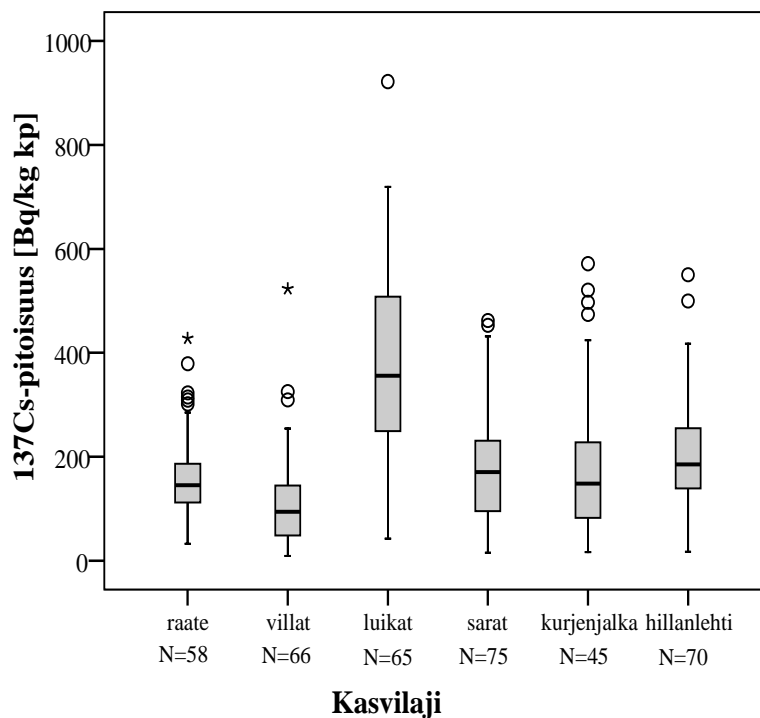


**Kuva 17.** Variksenmarjan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet paliskunnittain (keskiarvo + keskihajonta, mikäli näytteitä enemmän kuin yksi). Paliskuntien nimet ja sijainnit löytyvät kuvasta 1.

Variksenmarjanäytteissä oli mukana sekä variksenmarjavarvut että -marjat. Vanttauksen paliskunnasta (plk. 27) samalta alueelta samaan aikaan kerätyt variksenmarjavarpujen ja -marjojen (N = 4) cesiumpitoisuudet vaihtelivat välillä 21 – 39 Bq/kg kp keskiarvon ollessa 28 Bq/kg kp ja keskihajonta 7,6 Bq/kg kp. Suurin cesiumpitoisuuden arvo oli variksenmarjalla ja pienin variksenmarjavarvulla. Koko aineiston variksenmarjavarpujen cesiumpitoisuus erosi vain vähän marjoista ja varvuilla oli keskimäärin suurempi pitoisuus kuin marjoilla. Tutkittavien näytteiden variksenmarjavarpujen keskimääräinen cesiumpitoisuus oli  $41 \pm 21$  Bq/kg kp, kun marjoilla pitoisuus oli  $36 \pm 19$  Bq/kg kp.

#### 7.4 $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet suon kasvilajeilla

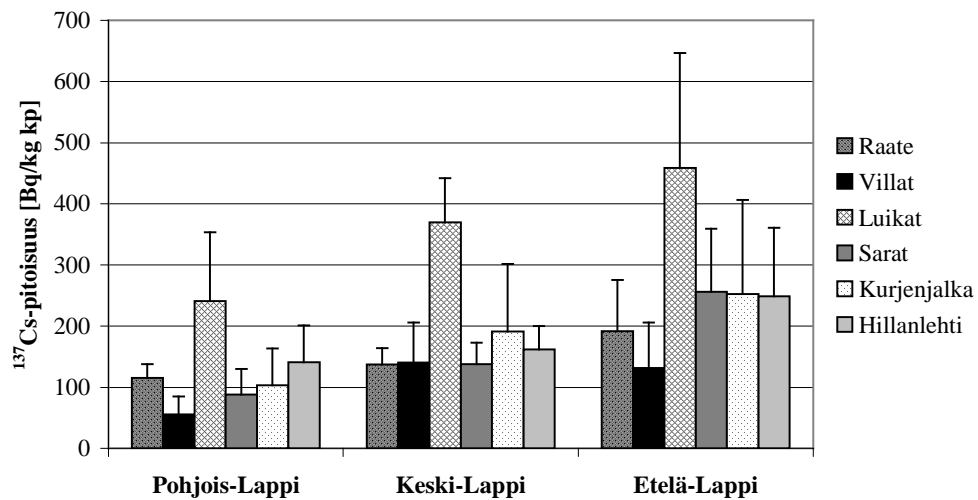
Suon kasvilajien keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet (keskiarvo  $\pm$  keskihajonta) koko Suomen poronhoitoalueella olivat raatteella  $165 \pm 80$  Bq/kg kp, villoilla  $113 \pm 89$  Bq/kg kp, luikilla  $374 \pm 190$  Bq/kg kp, saroilla  $177 \pm 112$  Bq/kg kp, kurjenjalalla  $187 \pm 140$  Bq/kg kp ja hillanlehdellä  $206 \pm 102$  Bq/kg kp (Kuva 18). Eroja lajien välillä testattiin Kruskal-Wallis testillä.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet erosivat suon lajeilla merkitsevästi toisistaan ( $\chi^2 = 98,754$ ,  $p < 0,001$ ).



**Kuva 18.** Suon kasvilajien keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet Suomen poronhoitoalueella (N = kasvinäytteiden lukumäärä).

Suon kasvinäytteitä oli paliskuntaakohtaisesti vähän (N = 1 – 7/paliskunta) ja yksittäisen paliskunnan sisäistä vaihtelua on vaikea arvioida. Huomattavaakin vaihtelua oli kuitenkin eräissä paliskunnissa havaittavissa. Esimerkiksi Muddusjärven paliskunnassa (plk. 4), jossa luikat saivat koko poronhoitoalueen minimiarvonsa (42 Bq/kg kp) oli paliskunnan maksimiarvo yli 12 kertaa suurempi (508 Bq/kg kp).

Suon kasvilajien keskimääräiset cesiumpitoisuudet paliskunnittain on nähtävissä liitteen 1 taulukoissa 3a ja 3b. Alueellisesti tarkasteltuna suokasvien cesiumpitoisuudet nousivat lähes kaikilla kasvilajeilla Etelä-Lappia kohti (Kuva 19). Ainoastaan villoilla oli havaittavissa hieman pienempi (6,4 %) keskimääräinen cesiumpitoisuus Etelä-Lapissa kuin Keski-Lapissa. Keskihajonnat olivat kaikilla lajeilla suurimmat Etelä-Lapin alueella. Alueellisessa tarkastelussa keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuuden arvot laskettiin paliskuntien keskiarvoista näytelukumäärän jakautumisen epätasaisuudesta aiheutuvan virheen pienentämiseksi.



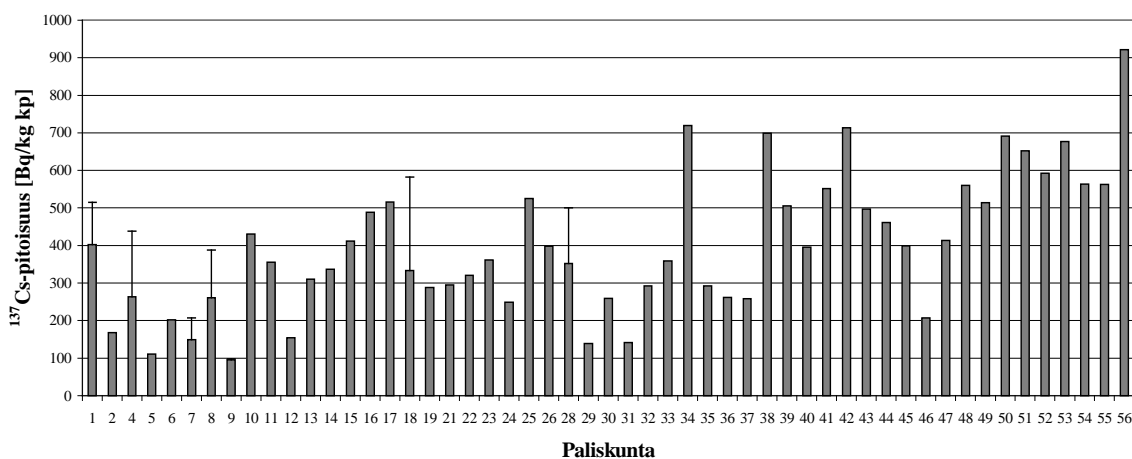
**Kuva 19.** Suon kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet (keskiarvo + keskihajonta) alueittain.

Pohjois-Lapin alueella cesiumpitoisuudet erosivat lajien välillä merkitsevästi (ANOVA, F = 11,111, p < 0,001) ja monivertailut osoittivat usean lajin eroavan toisistaan merkitsevästi. Myös Keski-Lapissa kasvilajien cesiumpitoisuudet erosivat merkitsevästi

(Welch,  $F = 22,991$ ,  $p < 0,001$ ), mutta monivertailut (Bonferroni) osoittivat, että vain luikkien cesiumpitoisuudet erosivat muista ( $p \leq 0,002$ ) muiden kasvilajien pitoisuuksien ollessa keskenään samalla tasolla ( $p = 1,000$ ). Etelä-Lapissa erot olivat myös merkitseviä (ANOVA,  $F = 26,163$ ,  $p < 0,001$ ) ja luikilla oli edelleen merkitsevästi suuremmat cesiumpitoisuudet kuin muilla lajeilla (Bonferroni,  $p < 0,001$ ). Villoilla sen sijaan oli muita lajeja pienemmät pitoisuudet ja ero oli merkitsevä (Bonferroni,  $p \leq 0,004$ ). Muiden lajien cesiumpitoisuudet olivat keskenään samalla tasolla (Bonferroni,  $p = 0,201 - 1,000$ ).

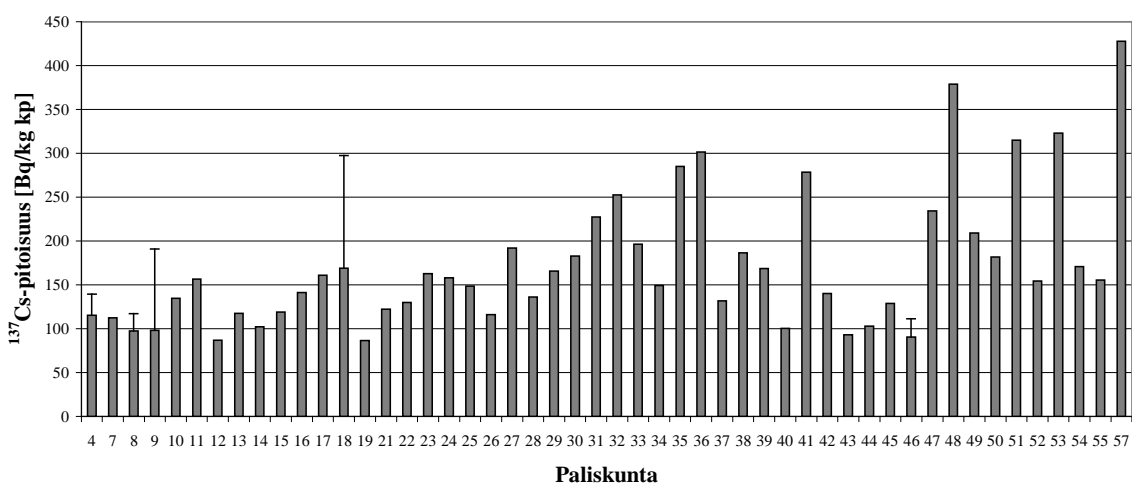
Luikilla oli jokaisella alueella yli kaksinkertaiset cesiumpitoisuudet lähes kaikkiin muihin kasvilajeihin verrattuna. Ainoastaan Etelä-Lapin alueella luikkien keskimääräinen cesiumpitoisuus saroihin, kurjenjalkaan ja hillanlehteen verrattuna oli alle kaksi kertaa suurempi, noin 1,8-kertainen. Luikkien cesiumpitoisuudet olivat korkeimmillaan Etelä-Lapin alueella, Pohjois-Lapin alueen pitoisuuksien jäädessä muita alueita pienemmiksi. Alueelliset erot luikkien cesiumpitoisuuksissa olivat merkitseviä (Welch,  $F = 7,849$ ,  $p = 0,003$ ), mutta vain Pohjois- ja Etelä-Lapin välillä (Bonferroni,  $p < 0,001$ ).

Kuudentoista paliskunnan alueella luikkien keskimääräinen cesiumpitoisuus ylitti 500 Bq/kg kp, joista seitsemän paliskunnan alueella cesiumpitoisuus oli yli 600 Bq/kg kp (Kuva 20). Yhtä lukuun ottamatta kaikki nämä paliskunnat sijaitsevat poronhoitoalueen eteläosassa. Näljängän paliskunnassa (plk. 56) luikkien keskimääräinen cesiumpitoisuus oli 921 Bq/kg kp, mikä oli luikkien maksimiarvo. Pienin keskimääräinen cesiumpitoisuus (95 Bq/kg kp) oli luikilla puolestaan Sallivaaran paliskunnassa (plk. 9), joka sijaitsee Pohjois-Lapin alueella. Näljängän paliskunnan cesiumpitoisuus oli luikilla siis 9,7 kertaa suurempi kuin Sallivaaran paliskunnan luikkien keskimääräinen cesiumpitoisuus.



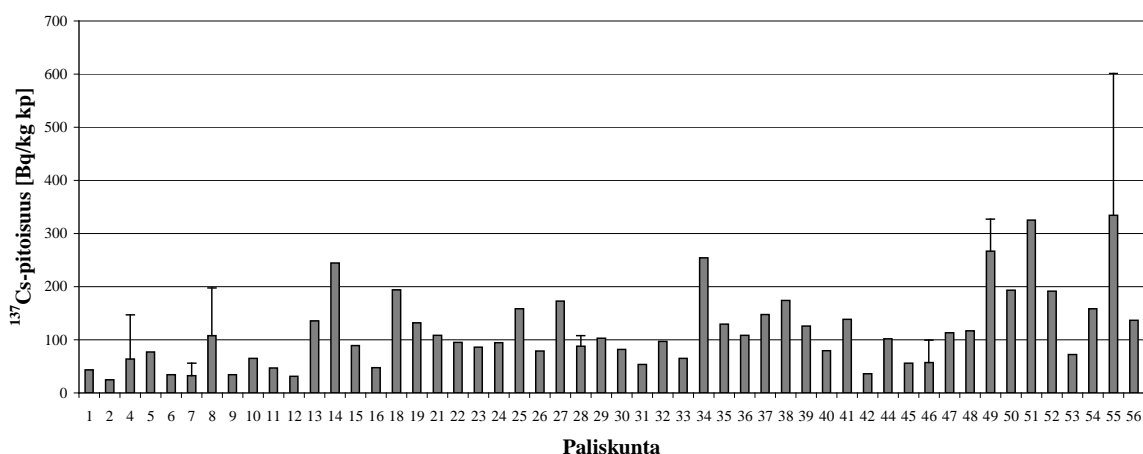
**Kuva 20.** Luikkien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet paliskunnittain (keskiarvo + keskihajonta, mikäli näytteitä enemmän kuin yksi). Paliskuntien nimet ja sijainnit löytyvät kuvasta 1.

Myös raatteen keskimääräiset cesiumpitoisuudet erosivat alueittain (Welch,  $F = 10,056$ ,  $p = 0,001$ ) ja nousivat pääosin etelään päin mentäessä. Monivertailut osoittivat, että vain Pohjois-Lappi ja Etelä-Lappi erosivat merkitsevästi (Bonferroni,  $p = 0,010$ ). Kuitenkin Koillismaan alueen paliskunnissa (plk. 42 – 46) pitoisuudet olivat selkeästi muita Etelä-Lapin paliskuntia pienemmät, ollen samalla tasolla Pohjois-Lapin pitoisuuksien kanssa (Kuva 21). Suurimmat cesiumpitoisuudet olivat raatteella Taivalkosken (plk. 48) ja Hallan (plk. 57) paliskunnissa, joissa pitoisuudet olivat yli kaksi kertaa (2,2 ja 2,4) kaikkien paliskuntien keskimääräistä arvoa suuremmat.



**Kuva 21.** Raatteen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet paliskunnittain (keskiarvo + keskihajonta, mikäli näytteitä enemmän kuin yksi). Paliskuntien nimet ja sijainnit löytyvät kuvasta 1.

Viljojen cesiumpitoisuudet erosivat alueellisesti (ANOVA,  $F = 12,579$ ,  $p < 0,001$ ), mutta vain Pohjois-Lapin osalta, jossa oli muita alueita pienemmät pitoisuudet (Bonferroni,  $p \leq 0,002$ ). Keski- ja Etelä-Lapin cesiumpitoisuudet olivat villoilla samalla tasolla (Bonferroni,  $p = 1,000$ ). Kuten raatteellakin niin myös villoilla oli havaittavissa pienempiä cesiumpitoisuuksia Koillismaan alueen paliskunnissa (plk. 42 – 46) (Kuva 22). Villoilla löytyi kuitenkin pienempiä cesiumpitoisuuksia myös muista Etelä-lapin paliskunnista.



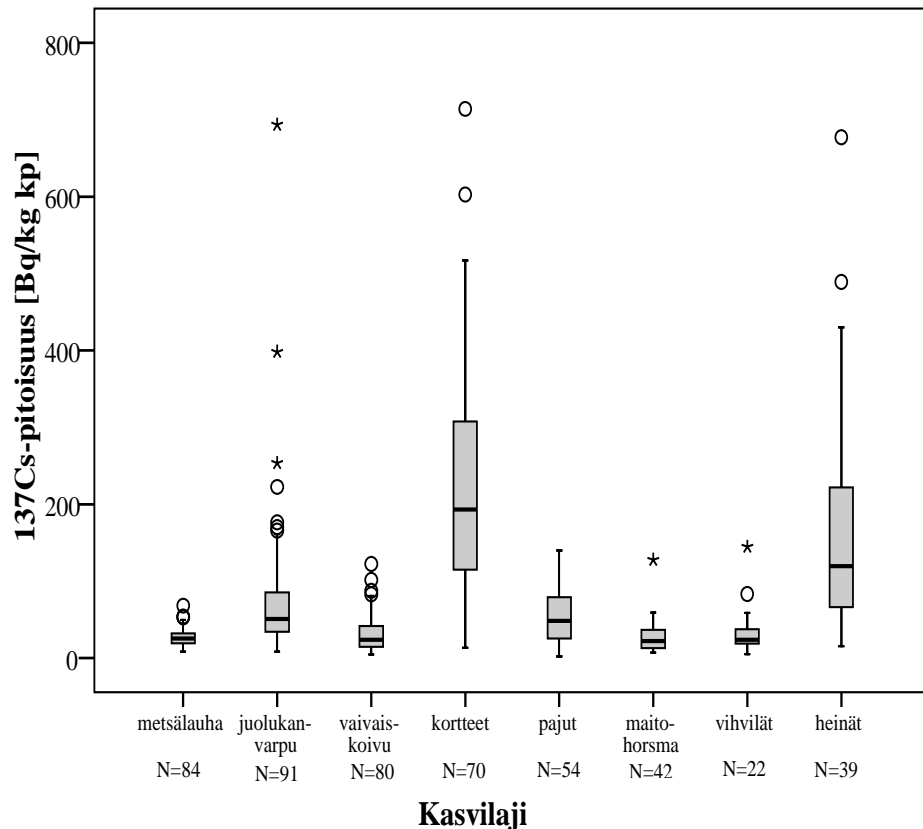
**Kuva 22.** Viljojen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet paliskunnittain (keskiarvo + keskihajonta, mikäli näytteitä enemmän kuin yksi). Paliskuntien nimet ja sijainnit löytyvät kuvasta 1.

Vaikka viljojen keskimääräinen cesiumpitoisuus koko poronhoitoalueella oli suokasveista pienin, oli sillä yksittäisiä suuriakin arvoja. Suurin keskimääräinen cesiumpitoisuus (334 Bq/kg kp) oli villoilla Ikosen paliskunnasta (plk. 55), jonka alueelta löytyi myös viljojen suurin yksittäinen cesiumpitoisuuden arvo 523 Bq/kg kp.

## 7.5 Muiden kasvilajien $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet

Kasvupaikkatyypeille jätettiin luokittelematta 28 kasvilajia, koska niille ei voinut osoittaa selkeää kasvupaikkatyyppiä tai näytemäärä oli vähäinen. Näistä kahdeksan porolle oleellista kesäravintokasvia muodostavat luokan, jota kutsutaan tässä muiden kasvilajien luokaksi. Loput 20 kasvilajia eivät kuulu poron tärkeimpiin kasvilajeihin tai näytteitä oli liian vähän. Näistä mainitaan myöhemmin tulokset. Muiden kasvilajien luokan keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet (keskiarvo  $\pm$  keskihajonta) koko Suomen

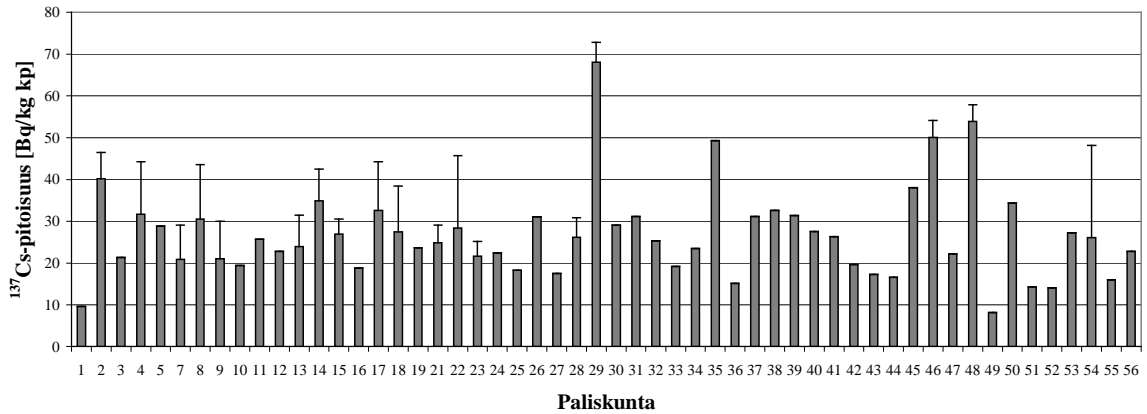
poronhoitoalueella olivat metsälauhalla  $28 \pm 12$  Bq/kg kp, juolukanvarvulla  $75 \pm 88$  Bq/kg kp, vaivaiskoivulla  $32 \pm 24$  Bq/kg kp, kortteilla  $218 \pm 138$  Bq/kg kp, pajuilla  $54 \pm 37$  Bq/kg kp, maitohorsmalla  $28 \pm 21$  Bq/kg kp, vihvilöillä  $34 \pm 31$  Bq/kg kp ja heinillä  $160 \pm 138$  Bq/kg kp (Kuva 23). Paliskuntaakohtaiset cesiumpitoisuudet on esitetty liitteen 1, taulukoissa 4a ja 4b.



**Kuva 23.** Luokkaan muut kuuluvien kasvilajien keskimääräiset  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet Suomen poronhoitoalueella (N = kasvinäytteiden lukumäärä).

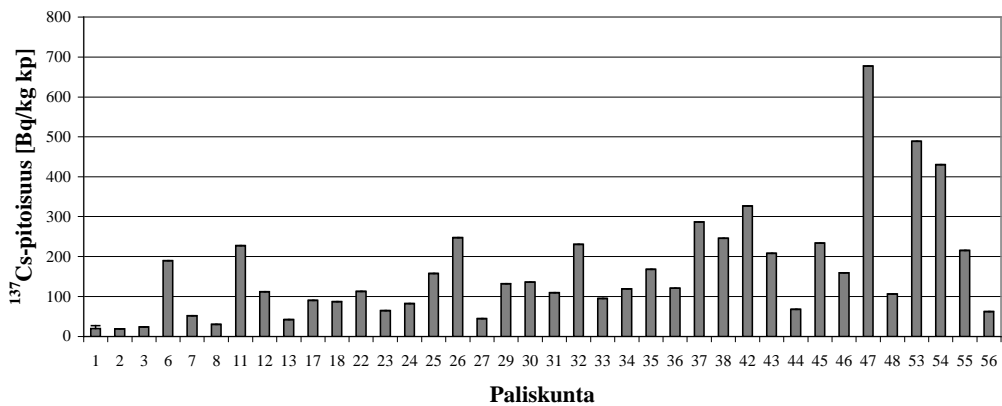
Metsälauhan, joka on yksi tärkeimmistä poron kesäravintokasveista,  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat alle 30 Bq/kg kp suurimmassa osassa Suomen poronhoitoalueen paliskunnista (Kuva 24). Maksimiarvonsa metsälauhan cesiumpitoisuus sai Lohijärven paliskunnassa (plk. 29), joka on Etelä-Lapin alueella, kuten myös Pudasjärven paliskunta (plk. 49), jossa metsälauha sai pienimmän cesiumpitoisuuden arvonsa. Alueellisesti tarkasteltuna vaihtelu oli metsälauhalla erittäin vähäistä (ANOVA,  $F = 0,386$ ,  $p = 0,682$ ). Metsälauhan keskimääräiset cesiumpitoisuudet olivat Etelä-, Keski- ja Pohjois-Lapin alueilla 3 Bq/kg kp sisällä toisistaan eikä alueiden välillä ollut merkitsevää eroa (Bonferroni,  $p = 1,000$ ).





**Kuva 24.** Metsälauhan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet paliskunnittain (keskiarvo + keskihajonta, mikäli näytteitä enemmän kuin yksi). Ks. paliskuntien nimet ja numerointi kuva 1.

Heinänäytteet sisälsivät useita heinälajeja, joita ei ollut tarkemmin määritelty. Heinien keskimääräiset cesiumpitoisuudet ylittivät neljän paliskunnan alueella arvon 300 Bq/kg kp (Kuva 25). Kollajan (plk. 54) ja Ikosen (plk. 55) paliskuntien cesiumpitoisuudet olivat selvästi yli 400 Bq/kg kp ja maksimiarvonsa (677 Bq/kg kp) heinät saivat Jokijärven paliskunnassa (plk. 47). Yleisesti ottaen heinien cesiumpitoisuudet nousivat etelää kohti. Hajonta oli kuitenkin suurta ja maantieteellisestikin lähemmäs olevien paliskuntien cesiumpitoisuudet vaihtelivat paljon. Esimerkiksi maksimiarvonsa saaneen Jokijärven paliskunnan (plk. 47) naapuripaliskuntien Taivalkosken (plk. 48), Hossa-Irnin (plk. 44) ja Näljängän (plk. 56) cesiumpitoisuudet olivat alle kuudesosan Jokijärven paliskunnan arvosta.



**Kuva 25.** Heinien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet paliskunnittain (keskiarvo + keskihajonta, mikäli näytteitä enemmän kuin yksi). Paliskuntien nimet ja sijainnit löytyvät kuvasta 1.

Kortteiden näytteet sisälsivät sekä metsäkortetta, suokortetta, että järvikortetta. Kyseiset korttelajit edustavat osittain erilaisia kasvupaikkatyyppjä ja vaihteluväli kortteilla olikin suuri ollen [13,714] Bq/kg kp. Paliskuntakohtaisesti oli suuria eroja, mutta alueelliset keskiarvot erosivat vain vähän. Kortteiden, kuten myös juolukanvarvun, vaivaiskoivun, pajujen, maitohorsman ja vihvilöiden cesiumpitoisuuksien vaihtelu paliskunnittain ja alueellisesti näkyy liitteen 1 taulukoissa 4a ja 4b.

Aineisto piti lisäksi sisällään 20 kasvilajia, joiden näytemäärät olivat vähäiset tai ne eivät kuuluneet oleellisesti poron kesäravintoon. Näiden kasvilajien <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet on esitetty taulukossa 3. Suurin osa taulukon 3 kasvilajien näytteistä olivat Pohjois-Lapin alueelta. Ainoastaan lääte, mesiangervo, metsäkurjenpolvi, ohdake ja suolaheinä sisältävät näytteitä sekä Pohjois-, Keski-, että Etelä-Lapista, mutta vain muutaman paliskunnan alueelta.

**Taulukko 3.** Näytemäärältään vähäisten tai poron pääasialliseen kesäravintoon kuulumattomien kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet Suomen poronhoitoalueella.

Kasvilaji	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Max. [Bq/kg kp]	Min. [Bq/kg kp]
Sielikkö	24	7	2	29	19
Ruohokanukka	145	95	4	241	55
Metsätähti	65	47	4	122	20
Jäkki	30	8	2	36	24
Lääte	167	134	5	378	46
Mesiangervo	68	47	11	158	14
Metsäkurjenpolvi	75	60	25	206	6
Lieko	48	25	4	70	12
Vanamo	62	44	10	159	24
Suopursu	57	10	2	64	51
Suokukka	33	8	2	39	27
Rätvänä	188	111	8	415	63
Suolaheinä	112	95	4	229	17
Väinönputki	124	41	2	153	95
Ohdakkeet	83	56	7	179	17
Riekonmarjanvarpu	14	6	4	21	8
Karpalonvarpu	117	92	2	182	52
Kissankäpälä	60	-	1	-	-
Voikukka	45	-	1	-	-
Kaarlensvaltikka	221	-	1	-	-

Kaarlenvaltikan, rätvänän ja läätteen keskimääräiset cesiumpitoisuudet olivat korkeimmat ja ylittivät 150 Bq/kg kp. Rätvänän maksimiarvo (415 Bq/kg kp) oli Alakitkan paliskunnasta (plk. 42) ja läätteen maksimiarvo (378 Bq/kg kp) oli Kuivasalmen paliskunnasta (plk. 15). Kaarlenvaltikka näyte oli puolestaan Muddusjärven paliskunnasta (plk. 4). Pienimmät cesiumpitoisuudet olivat puolestaan sieliköllä, jäkillä, riekonmarjavarvulla ja suokukalla ja ne olivat kaikki Pohjois-Lapin alueelta.

## **8 Tulosten tarkastelu**

### **8.1 Kasvupaikkatyypin merkitys cesiumpitoisuuksiin**

Tutkimuksen tarkoituksena oli kartoittaa poron kesäravintokasvien cesiumpitoisuuksia ja pyrkiä selvittämään kasvupaikkatyypin merkitys cesiumin siirtymisessä maaperästä kasviin. Kuten useassa tutkimuksessa (mm. Veresoglou ym. 1995, Kruyts & Delvaux 2002, AMAP 2004) on todettu, turvemailla cesium on paremmin kasvien käytettävissä kuin kivennäismailla. Tämä tutkimus tukee aikaisempia tutkimuksia. Tulokset osoittivat suokasveilla olevan korkeammat cesiumpitoisuudet kuin tuoreen ja kuivan kankaan kasvilajeilla.

Suokasvien suuremmat pitoisuudet ovat merkityksellisiä, sillä useat suon ja kosteiden paikkojen kasvit ovat poron mieliruokaa kesäisin. Porot liikkuvat mielellään soilla, ojanvarsilla ja kosteilla paikoilla, koska siellä kasvien uudistuminen on nopeaa (Kitti ym. 2006). Broadly ym. (1999) toteavat myös nopeasti kasvavien kasvilajien cesiuminoton maaperästä olevan suurempaa kuin hitaasti kasvavilla kasveilla. Esimerkiksi tupasluikan (*Trichophorum cespitosum*) kehittyminen on nopeaa, mikä voikin olla osasyynä luikkien korkeisiin cesiumpitoisuuksiin.

Kivennäismaiden kasveista kuivan kankaan kasvilajeilla oli tuoreen kankaan kasvilajeja pienemmät cesiumpitoisuudet. Vähäisen kuivan kankaan kasvien lajimäärän vuoksi ei eroa voida silti tämän tutkimuksen perusteella yleistää. Kruyts & Delvaux (2002) osoittivat kuitenkin cesiumin siirtymisen maaperästä kasviin olevan sitä tehokkaampaa, mitä suurempi on maaperän orgaanisen aineksen määrä. Tuoreella kankaalla on kuivaa kangasta paksumpi humuskerros, mikä tukee ajatusta, että tuoreen kankaan lajeilla olisi kuivaa

kangasta suuremmat cesiumpitoisuudet. Myös Drissner ym. (1998) toteavat humuskerroksen paksuuden merkityksen cesiumin siirtymisessä. Heidän tutkimuksensa osoittaa siirtokertoimien olevan korkeammat paksummassa humuskerroksessa, jossa orgaaninen aines on vain vähän hajonnut ja pH alhainen. Ohuemmassa humuskerroksessa ja korkeammassa pH:ssa siirtokertoimet puolestaan pienenevät. pH:n vaikutusta ei tässä tutkimuksessa tutkittu, mutta yleisesti ottaen Pohjois-Suomen maaperä on hapanta ja emäksisempiä alueita on vain paikoitellen. Maaperän happamuus sekä tuoreilla että kuivilla kankailla voi näin ollen myös pienentää näiden kahden kasvupaikkatyyppien eroja tarkasteltaessa cesiumin siirtymistä maaperästä kasviin.

Fawaris & Johanson (1995) toteavat lajin olevan eräs vaikuttava tekijä cesiumin siirtymisessä. Tässä tutkimuksessa tuoreen kankaan kasvilajien cesiumpitoisuuksissa oli eniten vaihtelua, vaikkakin kuivan kankaan lajien välistä vaihtelua on vaikea arvioida pienen lajimäärän vuoksi. Kanervan selvästi suuremmat pitoisuudet antavatkin ymmärtää, että myös kuivan kankaan lajeilla esiintyy vaihtelua. Näyttäisikin siltä, että cesiumin siirtymisessä kasviin juuri lajien väliset erot tulevat erityisesti kivennäismaan kasvilajeilla merkittävimiksi, ei niinkään kasvupaikka.

Kuivan kankaan kasveista variksenmarjasta oli tutkimuksessa mukana sekä marja- että varpunäytteitä, kun muista marjakasveista oli vain varvut tai lehdet. Marjoilla on varpu tai lehtiosaa suuremmat siirtokertoimet ja niihin sitoutuu enemmän cesiumia (McGee ym. 2000). Variksenmarjan- ja varvun cesiumpitoisuudet olivat tässä tutkimuksessa kuitenkin samaa suuruusluokkaa eikä ero ole niin suuri että siitä aiheutuisi luonnollista hajontaa suurempaa eroa, kuten on nähtävissä Vanttauksen paliskunnasta samaan aikaan samasta paikasta kerätyistä näytteistä. Tutkimuksessa olevien variksenmarjanäytteiden cesiumpitoisuudet olivat lisäksi keskimäärin jopa pienemmät kuin variksenmarjavarpunäytteiden ja ne eroavat toisistaan alle 13 %.

Tutkimuksen kasvinäytteet olivat usean vuoden ajalta ja tuloksia korjattiin fysikaalisen puoliintumisen lausekkeella vastamaan vuotta 1998. Vaikka ekologinen puoliintumisaika jätettiin huomioimatta, ei siitä kuitenkaan aiheutune suurta virhettä. Kuten aikaisemminkin on todettu, ekologinen puoliintumisaika lähenee ajan kuluessa fysikaalista puoliintumisaikaa. Lisäksi ekologisen puoliintumisaajan huomiotta jättämisestä aiheutuva virhe on pieni verrattuna mittausepävarmuuteen (5 – 20 %). Mittausepävarmuutta

aiheuttivat puolestaan mm. pienet näytemäärät ja analyysimenetelmästä aiheutuvat tekijät. Tarkemmassa cesiumpitoisuuksien määrittämisessä tulisikin ensisijaisesti kiinnittää huomiota näytemääriin. Myös näytelukumäärän jakautumisen epätasaisuus aiheuttaa epävarmuutta tuloksiin. Jostain paliskunnasta oli vain yksi näyte tietyistä kasvilajista, kun taas toisesta näytteitä oli useita. Kuitenkin on huomioitava, että useimmat yksittäiset näytteet olivat kokoomanäytteitä koko paliskunnan alueelta. Näytelukumäärän hajonnasta aiheutuvaa epävarmuutta pyrittiin pienentämään tarkastelemalla paliskuntien keskiarvoja.

Yleisesti ottaen cesiumpitoisuudet olivat tässä tutkimuksessa suhteellisen matalat. Vertailtaessa cesiumpitoisuuksia esimerkiksi Norjassa mitattuihin pitoisuuksiin ovat erot huomattavia. Skuterud ym. (2005) kartoittivat Norjassa vuonna 2000 – 2003 kahdella alueella poron kesäravintokasvien cesiumpitoisuuksia ja monella kasvilajilla pitoisuudet olivat yli kymmenkertaisia tämän tutkimuksen cesiumpitoisuuksiin verrattuna. Skuterud ym. (2005) tutkimuksessa kultapiiskulla (*Solidago virgaurea*) ja mustikalla (*Vaccinium myrtillus*) pitoisuudet olivat selvästi suuremmat kuin pohjanvariksenmarjalla (*Empetrum nigrum*), mikä vahvistaa tämän tutkimuksen tulosta, että tuoreen kankaan lajeilla olisi suuremmat cesiumpitoisuudet kuin kuivan kankaan lajeilla. Merkittävin ero tutkimuksien välillä tulee kuitenkin suokasvien kohdalla. Skuterud ym. (2005) tutkimuksessa raatteen (*Menyanthes trifoliata*), villojen (*Eriophorum* sp.) ja hillan (*Rubus chamaemorus*) cesiumpitoisuudet olivat pienempiä tai samalla tasolla tuoreen kankaan lajeihin verrattuna, kun taas tämän tutkimuksen mukaan suokasveilla on selvästi suuremmat cesiumpitoisuudet. Toisaalta Norjan toisella tutkimusalueella, missä oli paljon ravinneköyhiä soita, cesiumpitoisuudet olivat kaikilla kasveilla korkeammat. Norjaan tuli Suomen poronhoitoalueeseen verrattuna moninkertainen Tshernobylin laskeuma, mikä selittää cesiumpitoisuuksien suuret erot. Lisäksi Skuterud ym. (2005) toteavat ilmastollisten tekijöiden vaikuttavan cesiumpitoisuuksiin. Ilmastollisilla tekijöillä voi olla aiempaa luultua enemmän vaikutusta erityisesti pitkällä aikavälillä tarkasteltuna. Tämä on huomioitava vertailtaessa muiden maiden tuloksia Suomessa mitattuihin cesiumpitoisuuksiin.

## 8.2 Alueelliset erot

Suokasveilla on selkeästi havaittavissa alueellista vaihtelua niin, että suurimmat cesiumpitoisuudet sijoittuivat selvästi poronhoitoalueen eteläosiin ja pienimmät pohjoisosiin. Tämä voi johtua siitä, että eteläosissa on paljon laaja-alaisia soita, kun taas pohjoisessa on karumpaa ja suokasvit esiintyvät lähinnä pienemmillä kosteikoilla.

Paliskuntien välistä eroa tarkasteltaessa ei voida osoittaa yksittäistä paliskuntaa, jossa olisi selvästi suuremmat tai pienemmät cesiumpitoisuudet. Suokasveilla on kuitenkin havaittavissa useammalla lajilla suuria cesiumpitoisuuksia Taivalkosken (plk. 48), Pudasjärven Livon (plk. 51) ja Näljängän (plk. 56) paliskunnissa. Paliskuntien ei voida tämän tutkimuksen perusteella kuitenkaan todeta olevan cesiumpitoisuuksien kannalta minkäänlaisia ongelma-alueita, sillä erot ovat yksittäisen kasvilajin sisällä pieniä ja kasvilajien välinen hajonta puolestaan suurta. Näljängän (plk. 56) ja Hallan (plk. 57) paliskuntien alueelle tuli muuta poronhoitoaluetta enemmän Tshernobylin laskeumaa, mikä voi osaltaan selittää korkeimpia pitoisuuksia Näljängän alueella. Hallan paliskunnan alueella näyttäisi myös olevan hieman suurempia cesiumpitoisuuksia, mutta näytteitä alueelta oli vain vähän.

Suokasveista raatteella ja villoilla oli havaittavissa muuta Etelä-Lappia pienempiä cesiumpitoisuuksia Koillismaalla Kuusamon kunnan ympäristössä (plk. 42 – 46). Sekä Etelä-Kuusamossa että pohjoisempana Oulangan kansallispuiston alueella on paikoin hyvinkin rehevää metsää (Kalliola 1973, Kemppainen ym. 1997). Etelä-Kuusamosta löytyy myös mm. kallioperältään ultraemäksisistä kivilajeista koostuvia alueita, joissa on ravinteikkaampi maaperä ja siten rehevämpi kasvillisuus (Virkkala & Virkkala 2000). Ravinteikkaammassa maaperässä cesiumin siirtyminen on vähäisempää ja voi näin ollen olla syynä kyseisten kasvilajien alhaisempiin pitoisuuksiin tuolla alueella.

Kuivan ja tuoreen kankaan lajeilla alueellinen vaihtelu on vähäisempää. Kaikilla tuoreen kankaan kasvilajeilla on kuitenkin pienin paliskuntakohtainen cesiumpitoisuuden arvo Etelä-Lapin alueella. Tämä on hieman yllättävää, sillä Etelä-Lappiin tuli eniten Tshernobylin laskeumaa. Laskeuma oli kuitenkin koko poronhoitoalueella verrattain pientä ja voidaankin ajatella, että muut tekijät cesiumin siirtymisessä maaperästä kasviin nousevat merkitevimmiksi laskeuman ollessa vähäistä. Etelä-Lapin alueella voi kangasmetsissä olla

myös enemmän ravinteita kasvien käytettävänä, kun taas pohjoisessa niukkaravinteisessa maaperässä cesiumin siirtyminen kasviin on voimakkaampaa.

Tarkasteltaessa kaikilta tuoreen kankaan kasvilajeilta kolmea suurinta cesiumpitoisuuden arvoa paliskunnittain, eri kasvilajien suurimmat cesiumpitoisuudet löytyivät lähes kaikki eri paliskunnista. Myös pienimmät cesiumpitoisuuden arvot jakaantuivat eri lajeilla pääosin eri paliskuntiin. Tuoreen kankaan kasvilajeilla ei voida siis nimetä yhtäkään paliskuntaa, jossa olisi muita suurempia cesiumpitoisuuksia. On kuitenkin huomioitava, että Kuivasalmen paliskunnassa (plk. 15) oli sekä kultapiiskun että maitikoiden maksimi-arvo ja Syväjärven paliskunnassa (plk. 19) oli koivulla merkittävästi muita paliskuntia suurempi arvo. Kuivasalmen paliskunnassa on hieman enemmän suota kuin Keski-Lapin paliskunnissa keskimäärin, mikä voi osaltaan selittää suurempia arvoja. Kultapiisku viihtyy myös ojien varsilla ja soiden reunoilla, missä vallitsee tuoreesta kankaasta eroavat kasvuolosuhteet. Lumen sulaminen voi myös vaikuttaa cesiumpitoisuuksiin ja aiheuttaa paikallisesti suuriakin pitoisuseroja. Alpeilta on löydetty pienialaisia paikkoja ns. hot spotteja, joista on mitattu valtavia ( $500 \text{ kBq/m}^2$ ) cesiumpitoisuuksia (NEA 2002). Näihin paikkoihin on lumi sulaessaan kuljettanut cesiumia ympäröiviltä alueilta. Syväjärven paliskunnan alueen merkittävästi suurempi cesiumpitoisuuden arvo koivulla voi johtua vastaavasta tilanteesta, sillä Lapissa oli vielä Tshernobylin onnettomuuden aikaan.

Tutkimuksessa olevien kasvinäytteiden täsmällistä kasvupaikkaa ei tiedetty vaan kasvit jaoteltiin niille ominaisen kasvupaikkatyyppin mukaan. Useat kasvit voivat kuitenkin esiintyä jossain määrin myös hyvin erilaisilla kasvupaikkatyypeillä. Soiden ja kangasmaiden vaihettumisvyöhykkeet ovat myös paikoin laajoja eikä tarkkaa rajaa kasvupaikkatyyppien välillä voida tehdä. Suuri cesiumpitoisuuksien hajonta yksittäisen kasvilajin sisällä ja esimerkiksi paliskuntien välillä voikin johtua todellisten kasvupaikkojen erosta. Tämä tulee ottaa huomioon tarkempaa analyysiä tehtäessä. Lisätutkimuksia tulisikin tehdä mikäli tietyn kasvilajin paliskuntakohtaisia pitoisuuksia haluaisi tarkemmin vertailla.

Tutkimuksen alueellinen tarkastelu perustuu paliskuntakohtaiseen jaotteluun ja niistä muodostettuihin suurempiin aluekokonaisuuksiin. Jaottelu on perusteltua, koska poronhoito tapahtuu paliskunnan sisällä eivätkä porot juurikaan liiku paliskuntien välillä. Vaikka tutkimuksen aluejaossa on pyritty huomioimaan myös eri kasvimaantieteelliset

alueet, ei alueellisia eroja tule kuitenkaan tulkita liian tiukasti. Aluejako on lähinnä maantieteellinen ja noudattaa paliskuntien rajoja, jotka ovat hallinnollisia rajoja. Muunlainenkin jaottelu on siis mahdollinen ja voisi tuottaa tutkimuksen kannalta mielenkiintoisemman tuloksen.

### **8.3 Kasvupaikkatyypeille luokittelemattomat lajit ja indikaattorilaji**

Poron eräs tärkeimmistä kesäravintokasveista on metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) (Warenberg ym. 1997). Metsälauhan keskimääräiset cesiumpitoisuudet jäivät kaikissa Suomen poronhoitoalueen paliskunnissa erittäin pieniksi ja koko poronhoitoalueen kesimääräinen cesiumpitoisuus oli kasvilajeista kaikkein pienin. Norjassa, missä Tshernobylin laskeuma oli suuri, metsälauhan cesiumpitoisuudet olivat Skuterud ym. (2005) tutkimuksissa puolestaan lähes 40 kertaa suurempia kuin tässä tutkimuksessa.

Heinämaisten kasvien sekä mm. maitohorsman (*Epilobium angustifolium*) cesiumpitoisuudet ovat mielenkiintoisia, koska ne ovat runsastuneet voimakkaan laidunnuksen sekä metsäteollisuuden myötä. Maitohorsman pitoisuudet jäivät alhaisiksi, mutta heinien (*Poaceae*) cesiumpitoisuudet olivat erityisesti Etelä-Lapin alueella suokasvien tasolla. Heinälajeja ei kuitenkaan oltu eritelty, mikä näkyy mm. suurena hajontana. Heinälajien sisällä näyttäisikin olevan suuria eroja. Sama tilanne on nähtävissä kortteiden osalta. Kortteita ovat mm. suokorte (*Equisetum palustre*), metsäkorte (*Equisetum sylvaticum*) ja järvikorte (*Equisetum fluviatile*), joilla kaikilla on osittain erilaiset kasvuympäristöt. Kortteiden ja heinien lajieroja tulisikin tutkia tarkemmin, sillä niitä käytetään myös talvella poron lisäravintona annettavassa rehussa (Kempainen 1997).

Tutkimuksen yhtenä tavoitteena oli etsiä mahdollinen poron kesäravintokasvien indikaattorilaji. Miller (2000) määrittää indikaattorilajin lajina, joka varoittaa aikaisin eliöyhteisön tai ekosysteemin heikentyneestä tilasta. Indikaattorilajin tulee olla lisäksi mahdollisimman yleinen, jotta sen avulla saatava informaatio on tarpeeksi kattavaa (Conti & Cecchetti 2001). Yleisesti poron ravintokasveista jäkälä on käytetyin indikaattorilaji, koska se ottaa ravinteita koko pinnallaan ja kasvu on hidasta (Halleraker ym. 1995, Conti & Cecchetti 2001). Kesäravintokasvien mahdolliseen indikaattorilajiin ei sen sijaan ole kiinnitetty huomiota. Tämän tutkimuksen perusteella luikat (*Trichophorum* sp.) näyttäisi olevan hyvä indikaattorilaji. Luikilla on suurimmat cesiumpitoisuudet kuin millään muulla



tutkimuksessa olevalla kasvilajilla 39:n paliskunnan alueella. Luikkien keskimääräinenkin cesiumpitoisuus on lähes kaksi kertaa seuraavaksi suurinta korkeampi. Luikkien voidaan todeta keräävän cesiumia enemmän kuin tutkimuksen muut kasvilajit ja näin ollen sitä voidaan pitää hyvänä indikaattorilajina. Luikat ovat myös hyvin edustettuna koko poronhoitoalueella. Tutkimuksen perusteella ei voida kuitenkaan arvioida kuin pitkäaikaista cesiumin kerääntymistä. Cesiumin siirtyminen maaperästä kasviin voi vaihdella ajan mukaan ja heti mahdollisen laskeuman jälkeen indikaattorilajina voi toimia jokin muu kasvilaji paremmin. Lisäksi tutkimuksessa ei ole tarkemmin eritelty luikkalajeja, joita ovat mm. tupasluikka (*Trichophorum cespitosum*) ja villapääluikka (*Trichophorum alpinum*). Lisää tutkimusta tarvitaan, jotta voidaan selvittää onko eri luikkalajien cesiumpitoisuuksissa eroja ja kuinka luikkien cesiuminotto vaihtelee ajan mukaan.

#### **8.4 Kesäravintokasvien vaikutus poronlihan cesiumpitoisuuksiin**

Tarkasteltaessa mahdollista kesäravintokasvien vaikutusta poronlihan cesiumpitoisuuksiin ei suoraa syy-yhteyttä ole tulosten mukaan nähtävissä missään paliskunnassa. Hirvasniemen paliskunnasta (plk. 25) on mitattu poronlihan korkeimmat keskimääräiset cesiumpitoisuudet noin 280 Bq/kg tp (STUK 2009, julkaisematon aineisto). Useimmilla kasvilajeilla cesiumpitoisuudet ovat Hirvasniemen paliskunnassa lajin keskiarvopitoisuuksien tasolla tai niitä matalammat. Ainoastaan luikilla on selvästi korkeampi pitoisuus ollen keskimäärin noin 500 Bq/kg kp. Pajuilla on Hirvasniemen paliskunnassa kaksi kertaa lajin keskimääräistä arvoa korkeampi cesiumpitoisuus, mutta pitoisuus on vain noin 100 Bq/kg kp. Luikkien jälkeen korkein cesiumpitoisuus on kortteilla, noin 230 Bq/kg kp. Tulosten valossa ei siis voida ajatella Hirvasniemen porojen korkeiden cesiumpitoisuuksien johtuvan yksinomaan kesäravintokasveista. Ainoastaan tapauksessa, jossa porot laiduntaisivat läpi kesän runsaasti esim. luikkaa ja kortteita, voisi vaikutus myös poronlihan pitoisuuksiin olla oleellinen.

Pohjois-Lapin Vätsärin paliskunnasta (plk. 5) on myös mitattu poronlihasta yli 200 Bq/kg tp cesiumpitoisuuksia (STUK 2009, julkaisematon aineisto). Vätsäriässä on Kemppaisen ym. (1997) mukaan paliskunnista eniten kangasmaata (97 %). Kankaan kasveista ainoastaan mustikanvarvusta oli näytteitä Vätsärin paliskunnasta. Mustikanvarvun pitoisuus Vätsärin paliskunnassa oli noin kaksi kertaa koko poronhoitoalueen keskimääräistä pitoisuutta suurempi ja myös selkeästi suurempi kuin

muissa Pohjois-Lapin paliskunnissa. Suokasveista luikkien pitoisuus alueella oli sen sijaan hyvin lähellä koko poronhoitoalueen minimiarvoa. Onkin mielenkiintoista, että alueella, jossa on eniten kangasmaata on myös suuret poronlihan cesiumpitoisuudet. Lisäksi alueella on kankaan kasveista mustikanvarvulla suuremmat cesiumpitoisuudet kuin millään suokasvilla. Toisaalta korkeat cesiumpitoisuudet Vätsärin paliskunnan poroissa voivat johtua suurelta osin siitä, että pohjoisessa on vielä hyviä jäkälä- sekä luppokankaita laidunnettavana. Huomioitaessa myös mustikanvarvun korkeampi cesiumpitoisuus ja toisaalta luikkien pieni pitoisuus voidaan kuitenkin ajatella, että paljon kangasmaata sisältävillä alueilla cesium ei pääse huuhtoutumaan soille vaan pysyy myös kankaalla kasvien käytettävänä. Etelä-Lapin alueellahan, jossa on paljon suota, kaikki tuoreen kankaan kasvilajit saavuttivat minimiarvonsa. Päätelmä vaatii kuitenkin vielä lisätutkimusta. Vätsärin paliskunta olisikin tältä osin hyvä tutkimuskohde, koska alue on suurelta osin kangasmaata.

Yleisesti ottaen yksittäisen kasvilajin vaikutusta poronlihan cesiumpitoisuuksiin kesäravinnon osalta on mahdoton sanoa, sillä poro laidunaa useita kasveja ja vaihtaa laidunnusalueitaan kesän mittaan. Tarkasteltaessa yksittäistä paliskuntaa on porojen laidunalueiden ja laidunnustapojen tunteminen ensisijaisen tärkeää arvioitaessa cesiumin siirtymistä kesäravintokasveista poroon. On myös huomioitava, että alueelliset erot voivat olla merkittäviä eivätkä samat lainalaisuudet välttämättä päde poronhoitoalueen etelä- ja pohjoisosissa. Vaikka tutkimus osoittaa, että suokasveilla on suuremmat cesiumpitoisuudet, voi yksittäisen alueen sisällä tilanne olla toinen, kuten Vätsärin paliskunnan esimerkki osoittaa.

## **9 Johtopäätökset**

Cesiumin siirtymiseen maaperästä kasveihin ja kasveista edelleen poroon ja ihmiseen vaikuttaa useita tekijöitä. Vaikuttavien tekijöiden voimakkuus voi lisäksi vaihdella sekä alueellisesti että ajallisesti. Yksiselitteisten syy-seuraus suhteiden muodostaminen on erittäin hankalaa ja radioaktiivisen laskeuman vaikutuksia onkin hyvin vaikea ennustaa etukäteen. Tämä antaa entisestään aihetta suhtautua tarkkaavaisesti mahdollisia uhkatekijöitä kohtaan.

Cesiumin käyttäytymisessä maaperässä on kuitenkin löydettävissä tekijöitä, jotka voimistavat sen siirtymistä kasviin enemmän kuin toiset. Tämä tutkimus osoittaa suokasveilla olevan korkeammat cesiumpitoisuudet kuin tuoreen tai kuivan kankaan kasveilla. Cesiumin siirtymisen voimistuminen turvemaiilla verrattuna kivennäismaihin on todettu myös muissa tutkimuksissa. Lajitasolla on huomattaviakin eroja havaittavissa. Myös alueellisia eroja on havaittavissa niin poronhoitoalueen sisällä kuin myös Suomen ja muiden maiden välillä.

Mietittäessä mahdollisen radioaktiivisen laskeuman vaikutuksia Suomen poronhoitoalueella onkin oleellista kerätä tutkimustietoa juuri Suomen poronhoitoalueen sisältä. Pohjois-Suomi on monelta osin hyvin herkkä radioaktiiviselle laskeumalle. Suomen poronhoitoalueella on paljon soita, maaperä on hapan, ilmasto on karua ja niukkaravinteista. Nämä kaikki tekijät edesauttavat cesiumin siirtymistä maaperästä kasviin ja edelleen ravintoketjuun. Porotalous on myös merkittävä elinkeino Pohjois-Suomessa ja sen kohtaamat vaikeudet heijastuvat myös moneen muuhun elämänalueeseen.

Porot laiduntavat mielellään kosteilla alueilla, soilla ja puronvarsilla, joissa on tuoretta ravintoa saatavilla. Tällä tavalla laiduntaessaan poroon samalla kertyy mahdollisesti enemmän cesiumia kuin esimerkiksi tunturikankailla laiduntaessaan. Poron laiduntapojen yksityiskohtainen tietämys, kuten myös tietämys cesiumin siirtymisestä eri kasvilajeihin, edesauttaa valmiutta reagoida myös mahdolliseen laskeumatilanteeseen. Kun tietämys cesiumin käyttäytymisestä eri ympäristöissä ja ekosysteemeissä kasvaa, voidaan myös poronhoitoa ohjata sellaisille laidunalueille, joilla riskit ovat pienemmät.

Indikaattorilaji voi antaa paljon tietoa alueellisista eroista ja cesiumin siirtymisen voimakkuudesta. Tämän tutkimuksen perusteella luikat keräävät eniten poron kesäravintokasveista cesiumia itseensä. Luikat voivatkin olla hyvä laji arvioitaessa mahdollisen laskeuman riskitasoa. Indikaattorilajin tutkimusta tulee kuitenkin syventää niin luikkalajien erojen selvittämiseksi kuin myös tarkempien kasvupaikkatekijöiden vaikutuksen tutkimiseksi.

Tällä hetkellä poron kesäravintokasvien cesiumpitoisuudet ovat sellaisella tasolla, etteivät ne anna aihetta toimenpiteisiin, eikä mitään kasvia ole syytä välttää. Myöskään mitään paliskuntaa ei voi pitää cesiumin suhteen ongelma-alueena. Poronlihan keskimääräiset

cesiumpitoisuudet Suomen poronhoitoalueella ovat pysyneet jo pitkään suhteellisen alhaisina. Yleisesti ottaen, mikäli tulevaisuudessa tapahtuisi jokin ydinonnettomuus aiheuttaen laskeumaa Suomen poronhoitoalueelle, nostaisi suoalueilla laiduntaminen pitkällä aikavälillä tarkasteltuna poronlihan cesiumpitoisuuksia. Tällöin paliskunnat, joiden laidunalueet sijaitsevat enimmäkseen soilla, omaavat suuremman riskin myös cesiumin siirtymisen suhteen. Laskeuman vaikutukset ovat kuitenkin hyvin tilannekohtaisia ja alueellisesti hyvin vaihtelevia, joten toimenpiteitä ja vaikutuksia ei voi etukäteen tarkasti ennustaa.

## Lähteet

- Absalom, J.P., Young, S.D., Crout, M.J., Sanchez, A., Wright, S.M., Smolders, E., Nisbet, A.F. & Gillet, A.G. 2001: Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. – J. Env. Rad. 52: 31 – 43.
- Almgren, S. & Isaksson, M. 2006: Vertical migration studies of <sup>137</sup>Cs from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident. – J. Env. Rad. 91: 90 – 102.
- AMAP 1997: Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report. – 188 s., Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo.
- AMAP 1998a: AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues – Chapter 2: Physical/geographical characteristics of the arctic: 9 – 24. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo.
- AMAP 1998b: AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues – Chapter 8: Radioactivity: 525 – 615. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo.
- AMAP 2004: AMAP Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic. – 100 s., Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo.
- Arvela, H., Markkanen, M. & Lemmelä, H. 1990: Mobile survey of environmental gamma radiation and fall-out levels in Finland after the Chernobyl accident. – Radiat. Prot. Dosim. 32: 177 – 184.

- Belli, M., Sansone, U., Ardiani, R., Feoli, E., Scimone, M., Menegon, S. & Parente, G. 1995: The effect of fertilizer applications on  $^{137}\text{Cs}$  Uptake by different plant species and vegetation types. – J. Env. Rad. 27: 75 – 89.
- Bernes, C. 1996: Valoa ja kaamosta – arktinen ympäristö Pohjoismaissa. – 240 s., Pohjoismaiden ministerineuvosto, Kööpenhamina.
- Broadley, M.R., Willey, N.J., Philippidis, C. & Dennis, E.R. 1999: A comparison of caesium uptake kinetics in eight species of grass. – J. Env. Rad. 46: 225 – 236.
- Burkhard, B. & Müller, F. 2006: Systems analysis of Finnish reindeer management. – Teoksessa: Forbes, B.C, Bölter, M., Müller-Wille, L., Hukkinen, J., Müller, F. & Gunsley, N. (toim.): Reindeer management in Northernmost Europe, Ecological studies 184: 341 – 364. Springer-Verlag, Berliini.
- Cajander, A.K. 1916: Metsänhoidon perusteet 1, kasvibiologian ja kasvimaantieteen pääpiirteet. – 735 s., WSOY, Porvoo.
- Cajander, A.K. 1949: Metsätyypit ja niiden merkitys. – 69 s., Eripainos julkaisusta Acta Forestalia Fennica 56, Helsinki.
- Casadesus, J., Sauras-Year, T. & Vallejo, V.R. 2008: Predicting soil-to-plant transfer of radionuclides with a mechanistic model (BioRUR). – J. Env. Rad. 99: 864 – 871.
- Conti, M.E. & Cecchetti, G. 2001: Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review. – Envir. Pollu. 114: 471 – 492.
- Drissner, J., Bürmann, W., Enslin, F., Heider, R., Klemt, E., Miller, R., Schick, G. & Zibold, G. 1998: Availability of caesium radionuclides to plants – Classification of soils and role of mycorrhiza. – J. Env. Rad. 41: 19 – 32.
- Ehlken, S. & Kirchner, G. 2002: Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor: a review. – J. Env. Rad. 58: 97 – 112.
- Fawaris, B.H. & Johansson, K.J. 1995: A Comparative study on radiocaesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) uptake from coniferous forest soil. – J. Env. Rad. 28: 313 – 326.
- von Fircks, Y., Rosén, K. & Sennerby-Forsse, L. 2002: Uptake and distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in *Salix viminalis* plants. – J. Env. Rad. 63: 1 – 14.

- Golikov, V., Logacheva, I., Bruk, G., Shutov, V., Balonov, M., Strand, P., Borghuis, S., Howard, B. & Wright, S. 2004: Modelling of long-term behaviour of caesium and strontium radionuclides in the arctic environment and human exposure. – J. Env. Rad. 74: 159 – 169.
- Halleraker, J.O., Äyräs, M., Chekushin, V.A., Reimann, C., Rissanen, K. & Strand, T. 1995: Mapping of radioactivity in topsoil (0-5 cm) and reindeer lichens in parts of the Barents Region. – Teoksessa: Strand, P. & Cooke, A. (toim.): International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic. Proceedings Volume: 261 – 265. Norwegian Radiation protection Authority, Oslo.
- Heikkinen, J. & Reinikainen, A. 2000: Inventointiaineistot ja tulosten laskenta. – Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.P. (toim.): Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa: 44 – 59. Tammi, Helsinki.
- Hotanen, J.P., Korpela, L., Mikkola, K., Mäkipää, R., Nousiainen, H., Reinikainen, A., Salemaa, M., Silfverberg, K., Tamminen, M., Tonteri, T. & Vanha-Majamaa, I. 2000: Metsä- ja suokasvien yleisyys ja runsaus 1951–95. – Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.P. (toim.): Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa: 84 – 301, Tammi, Helsinki.
- Häyrynen, U. 1972: Suo. – 153 s., Kirjayhtymä, Helsinki.
- IEC 1452 1995: International standard IEC 1452 (1995), Nuclear instrumentation - Measurement of gamma-ray emission rates of radionuclides - Calibration and use of germanium spectrometers. – 192 s., International Electrotechnical Commission (IEC), Geneve.
- Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Kalpio, S., Eurola, S., Haapalehto, T., Heikkilä, R., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Nousiainen, H., Ruuhijärvi, R., Salminen, P., Tuominen, S., Vasander, H. & Virtanen, K. 2008: Suot. – Teoksessa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2, Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristö 8/2008: 143 – 256. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Kalliola, R. 1973: Suomen kasvimaantiede. – 308 s., WSOY, Porvoo.
- Kempainen, J., Nieminen, M. & Rekilä, V. 1997: Poronhoidon kuva. – 142 s., Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.

- Kitti, H. & Forbes, B.C. 2006: Vegetation: Structure, cover and biomass of subarctic tundra wetlands used as summer pastures. – Teoksessa: Forbes, B.C, Bölter, M., Müller-Wille, L., Hukkinen, J., Müller, F. & Gunsley, N. (toim.): Reindeer management in Northernmost Europe, Ecological studies 184: 187 – 198. Springer-Verlag, Berliini.
- Kitti, H., Gunsley, N. & Forbes, B.C. 2006: Defining the quality of reindeer pastures: The perspectives of Sámi reindeer herdes. – Teoksessa: Forbes, B.C, Bölter, M., Müller-Wille, L., Hukkinen, J., Müller, F. & Gunsley, N. (toim.): Reindeer management in Northernmost Europe, Ecological studies 184: 141 – 166, Springer-Verlag, Berliini.
- Kortesalmi, J.J. 2008: Poronhoidon synty ja kehitys Suomessa. – 613 s., Suomalaisen Kirjallisuuden Seuran Toimituksia 1149, Tiede, Helsinki.
- Kruyts, N. & Delvaux, B. 2002: Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. – J. Env. Rad. 58: 175 – 190.
- Kumpula, T. 2006: Very high resolution remote sensing data in reindeer pasture inventory in northern fennoscandia. – Teoksessa: Forbes, B.C, Bölter, M., Müller-Wille, L., Hukkinen, J., Müller, F. ja Gunsley, N. (toim.): Reindeer management in Northernmost Europe, Ecological studies 184: 167 – 186, Springer-Verlag, Berliini.
- Kumpula, J. Colpaert, A., Kumpula, T. & Nieminen, M. 1996: Poronhoitoalueen keski- ja eteläosan porolaidunten inventointi. – Tutkimusraportti 34 s. + 147 liitettä + 12 karttaa, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, porotutkimusasema ja Oulun yliopisto maantieteenlaitos.
- Kumpula, J., Norberg, H. & Nieminen, M. 2004: Kesälaidunnuksen vaikutukset poron ravintokasveihin: kesälaitumet ja porojen kunto. – Kala- ja riistaraportteja nro 319, 46 s., Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Kumpula, J., Colpaert, A., Tanskanen, A., Anttonen, M., Törmänen, H. & Siitari, J. 2006: Porolaidunten inventoinnin kehittäminen, Keski-Lapin paliskuntien laiduninventointi vuosina 2005 – 2006. – Kala- ja riistaraportteja nro 397, 67 s., Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Kurto, A. (toim.) 1987: Luonnonkasvit. Suuri maastokäsikirja. – 470 s., Weilin+Göös, Espoo.

- Machart, P., Hofmann, W., Türk, R. & Steger, F. 2007: Ecological half-life of  $^{137}\text{Cs}$  in lichens in an alpine region. – *J. Env. Rad.* 97: 70 – 75.
- McGee, E.J., Synnott, H.J., Johanson, K.J., Fawaris, B.H., Nielsen, S.P., Horrill, A.D., Kennedy, V.H., Barbayiannis, N., Veresoglou, D.S., Dawson, D.E., Colgan, P.A. & McGarry, A.T. 2000: Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem. – *J. Env. Rad.* 48: 59 – 78.
- Miller, G.T. Jr. 2000: *Living in the Environment, Principles, Connections, and Solutions*, Eleventh Edition. – 815 s., Brooks/Cole Publishing Company, Pacific Grove.
- Mähönen, O. 2002: *Arktinen ympäristö ja ihmiset*. – Teoksessa: Mähönen, O. (toim.): *AMAP II – Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys, Suomen ympäristö 581*: 21 – 28. Lapin ympäristökeskus, Rovaniemi.
- NEA 2002: *Chernobyl: Assessment of radiological and health impacts, 2002 update of Chernobyl: ten years on*. – 155 s., OECD Nuclear Energy Agency.
- Nieminen, M. 1994: *Poro – ruumiinrakenne ja elintoiminnat*. – 169 s., Omakustanne, Pohjolan sanomat, Kemi.
- Pohjonen, A. & Leppänen, A.-P. 2008: *Poron kesäravintokasvien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksien kartoitus Suomen poronhoitoalueella*. – *Poromies* 6: 22–24.
- Porokainuu 2007: *Teurastuksen sivutuotteista bisnes! Kainuun Etu Oy, Kajaani*. – <http://www.porokainuu.fi/ajankohtaista.php?u=93>.
- Poronhoitoasetus 21.9.1990/883.
- Poronhoitolaki 14.9.1990/848.
- Pöllänen, R. 2003: *Radioaktiiviset aineet, säteily ja ympäristö*. – Teoksessa: Pöllänen, R. (toim.): *Säteily ympäristössä*: 11 – 34. Säteilyturvakeskus, Helsinki.
- Rafferty, B., Brennan, M., Dawson, D. & Dowding, D. 2000: Mechanism of  $^{137}\text{Cs}$  migration in coniferous forest soils. – *J. Env. Rad.* 48: 131 – 143.
- Rissanen, K. 2002: *Radioaktiivisuus*. – Teoksessa: Mähönen, O. (toim.): *AMAP II – Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys, Suomen ympäristö 581*: 63 – 80. Lapin ympäristökeskus, Rovaniemi.
- Rissanen, K. & Rahola, T. 1990: Radiocesium in lichens and reindeer after the Chernobyl accident. – *Rangifer, Special Issue 3*: 55 – 61.



- Robinson, W.R., Odom, J.D. & Holtzclaw Jr, H.F. 1997: General Chemistry, Tenth Edition. – 959 s. Houghton Mifflin Company, Boston.
- Saxén, R., Hänninen, R., Ilus, E., Sjöblom, K.-L., Rantavaara, A. & Rissanen, K. 2003: Radioaktiiviset aineet ja ravinto. – Teoksessa: Pöllänen, R. (toim.): Säteily ympäristössä: 201 – 243. Säteilyturvakeskus, Helsinki.
- Skuterud, L. Pedersen, Ø., Staaland, H., Røed, K.H., Salbu, B., Liken, A. & Hove, K. 2004: Absorption, retention and tissue distribution of radiocaesium in reindeer: effects of diet and radiocaesium source. – Radiant Environ Biophys 43: 293 – 301.
- Skuterud, L., Gaare, E., Eikermann, I.M., Hove, K. & Steinnes, E. 2005: Chernobyl radioactivity persists in reindeer. – J. Env. Rad. 83: 231 – 252.
- Smith, S.E., & Read, D.J. 1997: Mycorrhizal Symbiosis, Second Edition. – 605 s., Academic Press, San Diego.
- Soppela, P., Turunen, M., Forbes, B.C., Aikio, P., Magga, H., Sutinen, M.-L., Lakkala, K. & Uhlig, C. 2006: The chemical response of reindeer summer pasture plants in a subarctic peatland to ultraviolet (UV) radiation. – Teoksessa: Forbes, B.C, Bölter, M., Müller-Wille, L., Hukkinen, J., Müller, F. & Gunsley, N. (toim.): Reindeer management in Northernmost Europe, Ecological studies 184: 199 – 216. Springer-Verlag, Berliini.
- Strand, P. Selnæs T.D., Bøe E., Harbitz, O. & Andersson-Sørli, A. 1992: Chernobyl fallout: Internal doses to the Norwegian population and the effect of dietary advice. – Health Phys. 63: 385 – 392.
- Suomela, M., Rahola, T. & Muikku, M. 2003: Sisäinen säteily. – Teoksessa: Pöllänen, R. (toim.): Säteily ympäristössä: 245 – 298. Säteilyturvakeskus, Helsinki.
- Suositus 2003/274/EY: Euroopan yhteisöjen komission suositus 2003/274/EY väestön suojelemisesta ja sille suunnattavasta tiedotuksesta, kun on kyse tiettyjen luonnosta peräisin olevien elintarvikkeiden Tšernobylin ydinvoimalaonnettomuuden seurauksena edelleen sisältämän radioaktiivisen cesiumin aiheuttamasta altistuksesta. – EUVL L99 17.4.2003: 55 – 56.
- Tamponnet, C., Martin-Garin, A., Gonze, M.-A., Parekh, N., Vallejo, R., Sauras-Yera, T., Casadesus, J., Plassard, C., Staunton, S., Norde, M., Avila, R. & Shaw, G. 2008: An

- overview of BORIS: Bioavailability of radionuclides in soils. – *J. Env. Rad.* 99: 820 – 830.
- Tonteri, T., Ahlroth, P., Hokkanen, M., Lehtelä, M., Alanen, A., Hakalisto, S., Kuuluvainen, T., Soininen, T. & Virkkala, R. 2008: Metsät. – Teoksessa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppeiden uhanalaisuus – Osa 2, Luontotyyppeiden kuvaukset. Suomen ympäristö 8/2008: 257 – 334. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Tomppo, E. 2000: Kasvupaikat ja puusto. – Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.P. (toim.) 2000: Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa: 60 – 83. Tammi, Helsinki.
- Tveten, U., Brynildsen, I., Amundsen, I. & Bergan T.D.S. 1998: Economic Consequences of the Chernobyl accident in Norway in the decade 1986–1995. – *J. Env. Rad.* 41: 233 – 255.
- UNSCEAR 1982: Annex E: Exposures resulting from nuclear explosions. – Teoksessa: UNSCEAR: Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, UNSCEAR 1982 Report to the General Assembly, with annexes: 211 – 248. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.
- UNSCEAR 1988: Annex D: Exposures from the Chernobyl accident. – Teoksessa: UNSCEAR: Sources, effects and Risks of ionizing radiation, UNSCEAR 1988 Report to the General Assembly, with annexes: 309 – 343. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.
- UNSCEAR 2000: Annex J: Exposures and effects of the Chernobyl accident. – Teoksessa: UNSCEAR: Sources and effects of ionizing radiation, UNSCEAR 2000 Report to the general assembly, with scientific annexes, Volume 2: Effects: 451 – 566, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.
- Vanha-Majamaa, I. & Reinikainen, A. 2000: Muuttuvan maankäytön vaikutus kasvillisuuteen. – Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.P. (toim.): Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa: 302 – 317. Tammi, Helsinki.

- Warenberg, K., Danell, Ö., Gaare, E. & Nieminen, M. 1997: Porolaidunten kasvillisuus. – 112 s., Toim. Ekendahl, B. ja Bye, K., Pohjoismainen Porontutkimuselin ja A/S Landbruksforlaget.
- Veresoglou, D.S., Tsialtas, J.T., Barbayiannis, N. & Zalidis, G.C. 1995: Caesium and strontium uptake by two pasture plant species grown in organic and inorganic soils. – *Agr. Eco. Env.* 56: 37 – 42.
- Virkkala, K. & Virkkala, R. 2000: Maastomuodot ja geologia. – Teoksessa: Virkkala, R. ja Anttila, I (toim.): Etelä-Kuusamon vanhojen metsien ja soiden luontoinventointi, Alueelliset ympäristöjulkaisut 153: 19 – 23. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulu.
- Ylipieti, J. & Solatie, D. 2007: Radiocesium in wild berries and herbs in Northern Finland. – International Conference on Environmental Radioactivity 23 – 27 April 2007, Vienna, Austria. International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna.

**Liite 1.** Poron kesäravintokasvien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet paliskunnittain ja alueittain.

**Taulukko 1a.** Tuoreen kankaan kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet paliskunnittain ja alueittain.

Plk.nro.	Paliskunta	KOIVU			KULTAPIISKU			KEVÄTPIIPPO		
		Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N
Pohjois-Lappi	1 Paistunturi	38	14	2	38	-	1	-	-	-
	2 Kaldoaivi	21	7	5	108	81	2	-	-	-
	3 Näätämo	16	-	1	-	-	-	-	-	-
	4 Muddusjärvi	26	13	16	15	14	2	-	-	-
	5 Vätsäri	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6 Paatsjoki	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7 Ivalo	16	-	1	37	32	2	-	-	-
	8 Hammastunturi	26	5	18	91	48	2	45	-	1
	9 Sallivaara	16	2	10	93	57	3	47	31	2
	10 Muotkatunturi	32	13	2	83	-	1	115	-	1
	11 Näkkälä	31	-	1	365	-	1	-	-	-
	12 Käsivarsi	22	-	1	62	80	2	52	-	1
21 Lappi	17	1	2	136	-	1	48	35	2	
	Keskiarvo	24			103		62			
	Keskihajonta	7			99		30			
Keski-Lappi	13 Muonio	21	-	1	230	-	1	93	31	2
	14 Kyrö	25	10	2	57	-	1	39	-	1
	15 Kuivasalmi	15	4	2	365	-	1	31	13	2
	17 Sattasniemi	15	3	2	110	-	1	33	-	1
	18 Oraniemi	33	14	3	46	55	2	53	4	2
	22 Kemin-Sompio	24	2	2	162	-	1	40	-	1
	23 Pohjois-Salla	19	8	2	171	-	1	52	15	2
		Keskiarvo	22			163		49		
	Keskihajonta	6			110		21			
Etelä-Lappi	16 Alakylä	14	-	1	50	-	1	45	-	1
	19 Syväjärvi	293	8	2	104	-	1	37	-	1
	24 Salla	40	-	1	46	-	1	39	-	1
	25 Hirvasniemi	47	-	1	138	-	1	82	-	1
	26 Pyhä-Kallio	76	-	1	177	-	1	53	-	1
	27 Vanttaus	23	-	1	114	-	1	-	-	-
	28 Poikajärvi	18	-	1	68	-	1	88	-	1
	29 Lohijärvi	34	-	1	38	-	1	-	-	-
	30 Palojärvi	61	-	1	-	-	-	40	-	1
	31 Orajärvi	64	-	1	-	-	-	-	-	-
	32 Kolari	64	-	1	51	-	1	-	-	-
	33 Jääskö	15	-	1	-	-	-	-	-	-
	34 Narkaus	87	-	1	55	-	1	38	-	1
	35 Niemelä	8	-	1	89	-	1	90	-	1
	36 Timisjärvi	25	-	1	67	-	1	41	-	1
	37 Tolva	21	-	1	92	-	1	26	-	1
	38 Posion Livo	10	-	1	49	-	1	51	-	1
	39 Isosydänmaa	14	-	1	45	-	1	37	-	1
	40 Mäntyjärvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	41 Kuukas	20	-	1	49	-	1	-	-	-
	42 Alakitka	10	-	1	139	-	1	43	-	1
	43 Akanlahti	38	-	1	16	-	1	104	-	1
	44 Hossa-Irni	21	-	1	238	-	1	74	-	1
	45 Kallioluoma	30	-	1	87	-	1	73	-	1
	46 Oivanki	23	-	1	57	-	1	54	17	2
	47 Jokijärvi	63	-	1	10	-	1	33	-	1
	48 Taivalkoski	18	-	1	52	-	1	-	-	-
49 Pudasjärvi	52	-	1	37	-	1	39	-	1	
50 Oijärvi	17	-	1	-	-	-	-	-	-	
51 Pudasjärven Livo	58	-	1	72	-	1	-	-	-	
52 Pintamo	29	-	1	-	-	-	34	-	1	
53 Kiiminki	36	-	1	-	-	-	34	-	1	
54 Kollaja	29	9	2	-	-	-	-	-	-	
55 Ikonen	6	-	1	40	-	1	28	-	1	
56 Näljänkä	-	-	-	36	-	1	71	-	1	
57 Halla	68	-	1	-	-	-	-	-	-	
	Keskiarvo	42			75		52			
	Keskihajonta	49			51		22			
YHTEENSÄ	KESKIARVO	36			95		53			
	KESKIHAJONTA	41			80		23			
	MEDIAANI	25			68		45			
	MIN.	6			10		26			
	MAX.	293			365		115			

**Taulukko 1b.** Tuoreen kankaan kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet paliskunnittain ja alueittain.

		MAITIKAT			MUSTIKANVARPU		
Plk.nro.	Paliskunta	Keskiarvo	Keskihajonta	N	Keskiarvo	Keskihajonta	N
		[Bq/kg kp]	[Bq/kg kp]		[Bq/kg kp]	[Bq/kg kp]	
Pohjois-Lappi	1 Paistunturi	-	-	-	101	12	2
	2 Kaldoaivi	-	-	-	72	4	2
	3 Näätämö	-	-	-	78	-	1
	4 Muddusjärvi	-	-	-	81	54	8
	5 Vätsäri	-	-	-	127	-	1
	6 Paatsjoki	-	-	-	63	-	1
	7 Ivalo	60	-	1	54	19	3
	8 Hammastunturi	174	50	4	68	21	6
	9 Sallivaara	141	152	5	54	34	4
	10 Muotkatunturi	72	-	1	95	18	2
	11 Näkkälä	103	-	1	59	-	1
	12 Käsivarsi	116	-	1	64	4	2
	21 Lappi	-	-	-	88	28	2
	Keskiarvo	111			77		
	Keskihajonta	43			21		
Keski-Lappi	13 Muonio	125	-	1	58	27	2
	14 Kyrö	160	-	1	36	3	2
	15 Kuivasalmi	306	115	2	102	14	2
	17 Sattasniemi	158	148	2	93	31	2
	18 Oraniemi	139	46	3	72	11	3
	22 Kemin-Sompio	216	177	2	77	8	2
	23 Pohjois-Salla	176	12	2	55	4	2
	Keskiarvo	183			70		
	Keskihajonta	61			23		
Etelä-Lappi	16 Alakylä	96	-	1	51	-	1
	19 Syväjärvi	182	-	1	104	-	1
	24 Salla	128	-	1	69	-	1
	25 Hirvasniemi	91	-	1	45	-	1
	26 Pyhä-Kallio	172	-	1	78	-	1
	27 Vanttaus	89	-	1	60	-	1
	28 Poikajärvi	118	-	1	66	22	2
	29 Lohijärvi	198	-	1	58	-	1
	30 Palojärvi	132	-	1	58	-	1
	31 Orajärvi	101	-	1	47	-	1
	32 Kolari	129	-	1	65	-	1
	33 Jääskö	64	-	1	24	-	1
	34 Narkaus	98	-	1	49	-	1
	35 Niemelä	230	-	1	129	-	1
	36 Timisjärvi	73	-	1	53	-	1
	37 Tolva	92	-	1	36	-	1
	38 Posion Livo	146	-	1	75	5	2
	39 Isosydänmaa	63	-	1	34	-	1
	40 Mäntyjärvi	55	-	1	92	-	1
	41 Kuukas	91	-	1	63	-	1
	42 Alakitka	64	-	1	65	-	1
	43 Akanlahti	144	-	1	53	-	1
	44 Hossa-Irni	116	-	1	41	-	1
	45 Kallioluoma	160	-	1	69	-	1
	46 Oivanki	101	25	2	56	2	2
	47 Jokijärvi	62	-	1	33	-	1
	48 Taivalkoski	156	-	1	57	-	1
49 Pudasjärvi	45	-	1	67	-	1	
50 Oijärvi	156	-	1	41	-	1	
51 Pudasjärven Livo	147	-	1	72	-	1	
52 Pintamo	92	-	1	57	-	1	
53 Kiiminki	61	-	1	51	-	1	
54 Kollaja	124	-	1	57	2	2	
55 Ikonen	133	-	1	56	-	1	
56 Näljänkä	292	-	1	81	-	1	
57 Halla	-	-	-	-	-	-	
	Keskiarvo	120			60		
	Keskihajonta	53			20		
YHTEENSÄ	KESKIARVO	128			66		
	KESKIHAJONTA	57			22		
	MEDIAANI	124			63		
	MIN.	45			24		
	MAX.	306			129		

**Taulukko 2.** Kuivan kankaan kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet paliskunnittain ja alueittain.

Plk.nro.	Paliskunta	KANERVA			VARIKSENMARJA			PUOLUKANVARPU		
		Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N
Pohjois-Lappi	1 Paistunturi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2 Kaldoaivi	38	-	1	25	9	5	18	-	1
	3 Näätämo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4 Muddusjärvi	98	88	9	29	15	16	40	11	6
	5 Vätsäri	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6 Paatsjoki	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7 Ivalo	96	-	1	24	8	5	22	-	1
	8 Hammastunturi	143	165	3	36	3	2	41	9	4
	9 Sallivaara	60	36	4	13	2	2	17	0	2
	10 Muotkatunturi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	11 Näkkälä	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12 Käsivarsi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
21 Lappi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Keskiarvo	87	-	-	25	-	-	27	-	-
	Keskihajonta	40	-	-	8	-	-	12	-	-
Keski-Lappi	13 Muonio	-	-	-	50	-	1	-	-	-
	14 Kyrö	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	15 Kuivasalmi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	17 Sattasniemi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	18 Oraniemi	-	-	-	38	28	5	37	-	1
	22 Kemin-Sompio	-	-	-	29	10	8	-	-	-
	23 Pohjois-Salla	-	-	-	68	18	6	-	-	-
	Keskiarvo	-	-	-	46	-	-	37	-	-
	Keskihajonta	-	-	-	15	-	-	-	-	-
Etelä-Lappi	16 Alakylä	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	19 Syväjärvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	24 Salla	-	-	-	45	20	7	-	-	-
	25 Hirvasniemi	-	-	-	52	23	4	-	-	-
	26 Pyhä-Kallio	-	-	-	35	5	3	-	-	-
	27 Vanttaus	-	-	-	28	8	4	-	-	-
	28 Poikajärvi	-	-	-	47	-	1	36	-	1
	29 Lohijärvi	-	-	-	18	-	1	-	-	-
	30 Palojärvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	31 Orajärvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	32 Kolari	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	33 Jääskö	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	34 Narkaus	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	35 Niemelä	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	36 Timisjärvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	37 Tolva	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	38 Posion Livo	-	-	-	44	7	3	-	-	-
	39 Isosydänmaa	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	40 Mäntyjärvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	41 Kuukas	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	42 Alakitka	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	43 Akanlahti	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	44 Hossa-Irmi	-	-	-	-	-	-	-	-	-
45 Kallioluoma	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
46 Oivanki	-	-	-	45	22	10	38	-	1	
47 Jokijärvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
48 Taivalkoski	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
49 Pudasjärvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
50 Oijärvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
51 Pudasjärven Livo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
52 Pintamo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
53 Kiiminki	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
54 Kollaja	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
55 Ikonen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
56 Näljänkä	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
57 Halla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Keskiarvo	-	-	-	39	-	-	37	-	-
	Keskihajonta	-	-	-	11	-	-	2	-	-
YHTEENSÄ	KESKIARVO	87	-	-	37	-	-	31	-	-
	KESKIHAJONTA	40	-	-	14	-	-	10	-	-
	MEDIAANI	96	-	-	36	-	-	36	-	-
	MIN.	38	-	-	13	-	-	17	-	-
	MAX.	143	-	-	68	-	-	41	-	-

**Taulukko 3a.** Suon kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet paliskunnittain ja alueittain.

	Plk.nro.	Paliskunta	RAATE			VILLAT			LUIKAT		
			Keskiarvo	Keskihajonta	N	Keskiarvo	Keskihajonta	N	Keskiarvo	Keskihajonta	N
			[Bq/kg kp]	[Bq/kg kp]		[Bq/kg kp]	[Bq/kg kp]		[Bq/kg kp]	[Bq/kg kp]	
Pohjois-Lappi	1	Paistunturi	-	-	-	43	-	1	403	112	2
	2	Kaldoaivi	-	-	-	24	-	1	168	-	1
	3	Näättämö	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4	Muddusjärvi	115	24	3	64	84	7	264	174	5
	5	Vätsäri	-	-	-	77	-	1	111	-	1
	6	Paatsjoki	-	-	-	34	-	1	202	-	1
	7	Ivalo	112	-	1	32	23	2	149	58	2
	8	Hammastunturi	97	20	3	107	90	4	261	127	3
	9	Sallivaara	98	93	2	34	-	1	95	3	2
	10	Muotkatunturi	135	-	1	65	-	1	431	-	1
	11	Näkkälä	156	-	1	47	-	1	356	-	1
12	Käsivarsi	87	-	1	31	-	1	155	-	1	
21	Lappi	122	-	1	108	-	1	295	-	1	
		Keskiarvo	115			56			241		
		Keskihajonta	22			29			113		
Keski-Lappi	13	Muonio	118	-	1	135	-	1	310	-	1
	14	Kyrö	102	-	1	244	-	1	336	-	1
	15	Kuivasalmi	119	-	1	89	-	1	411	-	1
	17	Sattasniemi	161	-	1	-	-	-	516	-	1
	18	Oraniemi	169	128	3	194	-	1	333	249	3
	22	Kemin-Sompio	130	-	1	95	-	1	320	-	1
	23	Pohjois-Salla	163	-	1	86	-	1	361	-	1
		Keskiarvo	137			141			370		
		Keskihajonta	27			65			72		
Etelä-Lappi	16	Alakylä	141	-	1	47	-	1	489	-	1
	19	Syväjärvi	86	-	1	132	-	1	288	-	1
	24	Salla	158	-	1	94	-	1	249	-	1
	25	Hirvasniemi	148	-	1	158	-	1	525	-	1
	26	Pyhä-Kallio	116	-	1	78	-	1	398	-	1
	27	Vanttaus	192	-	1	173	-	1	-	-	-
	28	Poikajärvi	136	-	1	88	20	2	352	148	2
	29	Lohijärvi	166	-	1	103	-	1	139	-	1
	30	Palojärvi	183	-	1	82	-	1	260	-	1
	31	Orajärvi	228	-	1	53	-	1	141	-	1
	32	Kolari	253	-	1	96	-	1	292	-	1
	33	Jääskö	196	-	1	65	-	1	359	-	1
	34	Narkaus	149	-	1	254	-	1	719	-	1
	35	Niemelä	285	-	1	129	-	1	292	-	1
	36	Timisjärvi	302	-	1	108	-	1	262	-	1
	37	Tolva	132	-	1	147	-	1	258	-	1
	38	Posion Livo	186	-	1	173	-	1	699	-	1
	39	Isosydänmaa	169	-	1	126	-	1	505	-	1
	40	Mäntyjärvi	100	-	1	79	-	1	395	-	1
	41	Kuukas	279	-	1	138	-	1	552	-	1
	42	Alakitka	140	-	1	36	-	1	713	-	1
	43	Akanlahti	93	-	1	-	-	-	497	-	1
	44	Hossa-Irni	103	-	1	101	-	1	461	-	1
	45	Kallioluoma	129	-	1	56	-	1	399	-	1
	46	Oivanki	91	20	2	57	42	2	207	-	1
	47	Jokijärvi	234	-	1	113	-	1	414	-	1
	48	Taivalkoski	379	-	1	117	-	1	560	-	1
49	Pudasjärvi	209	-	1	267	60	2	514	-	1	
50	Oijärvi	182	-	1	193	-	1	691	-	1	
51	Pudasjärven Livo	315	-	1	325	-	1	652	-	1	
52	Pintamo	154	-	1	191	-	1	592	-	1	
53	Kiiminki	323	-	1	72	-	1	677	-	1	
54	Kollaja	171	-	1	158	-	1	563	-	1	
55	Ikonen	156	-	1	334	267	2	562	-	1	
56	Näljänkä	-	-	-	136	-	1	921	-	1	
57	Halla	428	-	1	-	-	-	-	-	-	
		Keskiarvo	192			132			459		
		Keskihajonta	83			74			188		
YHTEENSÄ		KESKIARVO	172			115			398		
		KESKIHAJONTA	77			77			184		
		MEDIAANI	155			99			361		
		MIN.	86			24			95		
		MAX.	428			334			921		

**Taulukko 3b.** Suon kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet paliskunnittain ja alueittain.

Plk.nro.	Paliskunta	SARAT			KURJENJALKA			HILLANLEHTI		
		Keskiarvo	Keskihajonta	N	Keskiarvo	Keskihajonta	N	Keskiarvo	Keskihajonta	N
		[Bq/kg kp]	[Bq/kg kp]		[Bq/kg kp]	[Bq/kg kp]		[Bq/kg kp]	[Bq/kg kp]	
Pohjois-Lappi	1 Paistunturi	112	4	2	39	-	1	156	7	2
	2 Kaldoaivi	39	13	2	-	-	-	139	-	1
	3 Näätämä	26	-	1	-	-	-	50	-	1
	4 Muddusjärvi	105	83	7	180	-	1	215	29	5
	5 Vätsäri	-	-	-	-	-	-	105	-	1
	6 Paatsjoki	61	-	1	26	-	1	194	-	1
	7 Ivalo	69	51	2	78	23	2	140	-	1
	8 Hammastunturi	92	23	4	64	71	3	204	117	3
	9 Sallivaara	115	76	2	60	20	2	63	18	2
	10 Muotkatunturi	117	-	1	151	-	1	235	-	1
	11 Näkkälä	107	-	1	202	-	1	139	-	1
	12 Käsivarsi	40	35	2	102	-	1	58	58	2
21 Lappi	172	-	1	131	-	1	136	-	1	
	Keskiarvo	88			103			141		
	Keskihajonta	42			60			60		
Keski-Lappi	13 Muonio	155	-	1	202	-	1	210	-	1
	14 Kyrö	78	79	2	233	-	1	121	-	1
	15 Kuivasalmi	127	100	2	210	-	1	142	-	1
	17 Sattasniemi	133	62	2	401	-	1	134	96	2
	18 Oraniemi	146	80	3	116	47	2	217	59	2
	22 Kemin-Sompio	132	-	1	106	-	1	167	-	1
	23 Pohjois-Salla	195	-	1	74	-	1	144	-	1
	Keskiarvo	138			192			162		
	Keskihajonta	35			110			38		
Etelä-Lappi	16 Alakylä	196	-	1	325	-	1	158	-	1
	19 Syväjärvi	211	-	1	170	-	1	152	-	1
	24 Salla	221	-	1	181	-	1	181	-	1
	25 Hirvasniemi	185	-	1	77	-	1	127	-	1
	26 Pyhä-Kallio	241	-	1	64	-	1	166	-	1
	27 Vanttaus	394	-	1	193	-	1	134	-	1
	28 Poikajärvi	182	51	2	-	-	-	211	79	2
	29 Lohijärvi	268	-	1	228	-	1	122	-	1
	30 Palojärvi	184	-	1	136	-	1	142	-	1
	31 Orajärvi	233	-	1	-	-	-	222	-	1
	32 Kolari	250	-	1	289	-	1	186	-	1
	33 Jääskö	390	-	1	-	-	-	302	-	1
	34 Narkaus	240	-	1	250	-	1	351	-	1
	35 Niemelä	288	-	1	-	-	-	186	-	1
	36 Timisjärvi	393	-	1	-	-	-	249	-	1
	37 Tolva	214	-	1	108	-	1	373	-	1
	38 Posion Livo	432	-	1	-	-	-	380	-	1
	39 Isosydänmaa	317	-	1	297	-	1	276	-	1
	40 Mäntyjärvi	117	-	1	-	-	-	304	-	1
	41 Kuukas	430	-	1	-	-	-	387	-	1
	42 Alakitka	69	-	1	-	-	-	242	-	1
	43 Akanlahti	93	-	1	220	-	1	500	-	1
	44 Hossa-Irni	171	-	1	144	-	1	121	-	1
	45 Kallioluoma	220	-	1	122	-	1	391	-	1
	46 Oivanki	189	10	2	133	-	1	133	54	2
	47 Jokijärvi	114	-	1	-	-	-	418	-	1
	48 Taivalkoski	198	-	1	571	-	1	550	-	1
	49 Pudasjärvi	296	-	1	474	-	1	235	31	2
	50 Oijärvi	453	-	1	-	-	-	250	-	1
51 Pudasjärven Livo	251	-	1	497	-	1	278	-	1	
52 Pintamo	348	-	1	-	-	-	200	-	1	
53 Kiiminki	211	-	1	424	-	1	298	-	1	
54 Kollaja	292	-	1	-	-	-	178	-	1	
55 Ikonen	214	-	1	124	114	2	191	15	2	
56 Näljänkä	462	-	1	521	-	1	119	-	1	
57 Halla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Keskiarvo	256			252			249		
	Keskihajonta	103			154			112		
YHTEENSÄ	KESKIARVO	203			203			212		
	KESKIHAJONTA	113			141			106		
	MEDIAANI	192			170			186		
	MIN.	26			26			50		
	MAX.	462			571			550		



**Taulukko 4a.** Kasvupaikkatyypeille luokittelemattomien, mutta poron kesäravintoon oleellisesti kuuluvien kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet paliskunnittain ja alueittain.

			METSÄLAUHA			JUOLUKKA			VAIVAISKOIVU			KORTTEET			
Plk.nro.	Paliskunta		Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	
Pohjois-Lappi	1 Paistunturi		10	-	1	66	8	2	23	2	2	381	-	1	
	2 Kaldoaivi		40	6	2	60	6	2	12	4	2	55	-	1	
	3 Näätämo		21	-	1	-	-	-	-	-	-	85	-	1	
	4 Muddusjärvi		32	13	8	90	54	8	24	22	8	180	129	5	
	5 Vätsäri		29	-	1	18	-	1	28	-	1	-	-	-	
	6 Paatsjoki		-	-	-	41	-	1	17	-	1	94	-	1	
	7 Ivalo		21	8	3	35	9	3	8	4	3	222	-	1	
	8 Hammastunturi		31	13	6	70	53	6	13	4	5	238	185	8	
	9 Sallivaara		21	9	4	41	34	4	15	8	4	115	-	1	
	10 Muotkatunturi		19	-	1	75	64	2	19	3	2	161	-	1	
	11 Näkkälä		26	-	1	62	-	1	18	-	1	450	-	1	
	12 Käsivarsi		23	-	1	35	9	2	12	4	2	370	-	1	
	21 Lappi		25	4	2	81	9	2	25	-	1	103	127	2	
		Keskiarvo		25			56			18			205		
		Keskihajonta		8			22			6			131		
	Keski-Lappi	13 Muonio		24	7	2	58	1	3	28	17	2	107	112	2
		14 Kyrö		35	8	2	58	41	2	19	-	1	195	193	2
		15 Kuivasalmi		27	4	2	75	57	2	23	-	1	238	-	1
		17 Sattasniemi		33	12	2	241	392	3	21	9	2	228	277	2
		18 Oraniemi		27	11	3	36	14	4	22	15	3	190	79	4
		22 Kemin-Sompio		28	17	2	47	13	3	26	-	1	205	-	1
23 Pohjois-Salla			22	4	2	44	3	2	23	-	1	163	-	1	
		Keskiarvo		28			80			23			190		
		Keskihajonta		5			72			3			44		
Etelä-Lappi		16 Alakylä		19	-	1	75	-	1	32	-	1	222	-	1
	19 Syväjärvi		24	-	1	62	-	1	44	-	1	193	-	1	
	24 Salla		22	-	1	98	-	1	48	-	1	295	-	1	
	25 Hirvasniemi		18	-	1	47	-	1	35	-	1	233	-	1	
	26 Pyhä-Kallio		31	-	1	54	-	1	83	-	1	95	-	1	
	27 Vanttaus		18	-	1	66	-	1	48	-	1	-	-	-	
	28 Poikajärvi		26	5	2	45	17	2	22	1	2	326	-	1	
	29 Lohijärvi		68	-	1	91	-	1	22	-	1	57	-	1	
	30 Palojärvi		29	-	1	59	-	1	50	-	1	319	-	1	
	31 Orajärvi		31	-	1	66	-	1	36	-	1	163	-	1	
	32 Kolari		25	-	1	51	-	1	43	-	1	341	-	1	
	33 Jääskö		19	-	1	41	-	1	45	-	1	404	-	1	
	34 Narkaus		23	-	1	157	-	1	41	-	1	263	-	1	
	35 Niemelä		49	-	1	-	-	-	25	-	1	714	-	1	
	36 Timisjärvi		15	-	1	95	94	2	6	-	1	-	-	-	
	37 Tolva		31	-	1	222	-	1	88	-	1	86	-	1	
	38 Posion Livo		33	-	1	398	-	1	102	-	1	-	-	-	
	39 Isosydänmaa		31	-	1	23	-	1	47	-	1	347	-	1	
	40 Mäntyjärvi		28	-	1	95	-	1	81	-	1	301	-	1	
	41 Kuukas		26	-	1	24	-	1	67	-	1	70	-	1	
	42 Alakitka		20	-	1	150	-	1	55	-	1	54	-	1	
	43 Akanlahti		17	-	1	55	-	1	49	-	1	216	-	1	
	44 Hossa-Irni		17	-	1	85	-	1	40	-	1	208	-	1	
	45 Kallioluoma		38	-	1	38	-	1	74	-	1	185	-	1	
	46 Oivanki		50	4	2	36	3	2	16	13	2	176	79	2	
	47 Jokijärvi		22	-	1	166	-	1	45	-	1	188	-	1	
	48 Taivalkoski		54	-	1	114	-	1	73	-	1	178	-	1	
	49 Pudasjärvi		8	-	1	19	-	1	25	-	1	354	-	1	
	50 Oijärvi		34	-	1	34	-	1	33	-	1	201	-	1	
	51 Pudasjärven Livo		14	-	1	65	-	1	37	-	1	193	-	1	
	52 Pintamo		14	-	1	36	-	1	22	-	1	268	-	1	
	53 Kiiminki		27	-	1	16	-	1	76	-	1	154	-	1	
	54 Kollaja		26	22	2	28	7	2	29	-	1	517	-	1	
55 Ikonen		16	-	1	21	-	1	22	-	1	256	-	1		
56 Näijänkä		23	-	1	254	-	1	-	-	-	150	-	1		
57 Halla		-	-	-	-	-	-	122	-	1	-	-	-		
	Keskiarvo		27			85			48			241			
	Keskihajonta		12			79			26			136			
YHTEENSÄ	KESKIARVO		27			78			38			226			
	KESKIHAJONTA		11			69			25			126			
	MEDIAANI		25			59			29			201			
	MIN.		8			16			6			54			
	MAX.		68			398			122			714			

**Taulukko 4b.** Kasvupaikkatyypeille luokittelemattomien, mutta poron kesäravintoon oleellisesti kuuluvien kasvilajien keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet paliskunnittain ja alueittain.

Plk.nro.	Paliskunta	PAJUT			MAITOHORSMA			VIHVILÄT			HEINÄT			
		Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	Keskiarvo [Bq/kg kp]	Keskihajonta [Bq/kg kp]	N	
Pohjois-Lappi	1 Paistunturi	81	66	2	-	-	-	5	-	1	20	7	2	
	2 Kaldoaivi	12	-	1	-	-	-	15	8	2	19	-	1	
	3 Näätämä	-	-	-	-	-	-	19	-	1	24	-	1	
	4 Muddusjärvi	57	46	4	-	-	-	24	8	5	-	-	-	
	5 Vätsäri	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	6 Paatsjoki	10	-	1	-	-	-	-	-	-	190	-	1	
	7 Ivalo	27	-	1	-	-	-	-	-	-	52	-	1	
	8 Hammastunturi	40	30	3	-	-	-	37	1	3	30	-	1	
	9 Sallivaara	38	11	2	-	-	-	54	-	1	-	-	-	
	10 Muotkatunturi	79	-	1	-	-	-	26	-	1	-	-	-	
	11 Näkkälä	64	-	1	34	-	1	36	-	1	228	-	1	
	12 Käsivarsi	126	-	1	128	-	1	19	2	2	112	-	1	
21 Lappi	44	-	1	24	-	1	-	-	-	-	-	-		
	Keskiarvo	53	-	-	62	-	-	26	-	-	84	-	-	
	Keskihajonta	34	-	-	57	-	-	14	-	-	83	-	-	
Keski-Lappi	13 Muonio	94	-	1	45	-	1	83	-	1	42	-	1	
	14 Kyrö	71	-	1	28	9	2	5	-	1	-	-	-	
	15 Kuivasalmi	22	15	2	19	-	1	-	-	-	-	-	-	
	17 Sattasniemi	7	1	2	-	-	-	-	-	-	90	-	1	
	18 Oraniemi	30	39	2	16	8	2	-	-	-	88	-	1	
	22 Kemin-Sompio	30	-	1	20	-	1	-	-	-	113	-	1	
	23 Pohjois-Salla	129	-	1	37	-	1	59	-	1	64	-	1	
		Keskiarvo	55	-	-	27	-	-	49	-	-	80	-	-
		Keskihajonta	44	-	-	11	-	-	40	-	-	27	-	-
	Etelä-Lappi	16 Alakylä	27	-	1	51	-	1	-	-	-	-	-	-
19 Syväjärvi		72	-	1	43	-	1	-	-	-	-	-	-	
24 Salla		61	-	1	24	-	1	-	-	-	83	-	1	
25 Hirvasniemi		100	-	1	12	-	1	-	-	-	158	-	1	
26 Pyhä-Kallio		88	-	1	33	-	1	-	-	-	247	-	1	
27 Vanntaus		140	-	1	11	-	1	-	-	-	45	-	1	
28 Poikajärvi		-	-	-	17	-	1	-	-	-	-	-	-	
29 Lohijärvi		65	-	1	15	-	1	-	-	-	133	-	1	
30 Palojärvi		78	-	1	47	-	1	-	-	-	136	-	1	
31 Orajärvi		71	-	1	35	-	1	-	-	-	110	-	1	
32 Kolarin		90	-	1	8	-	1	-	-	-	231	-	1	
33 Jääskö		-	-	-	45	-	1	-	-	-	96	-	1	
34 Narkaus		89	-	1	9	-	1	-	-	-	119	-	1	
35 Niemelä		31	-	1	-	-	-	-	-	-	168	-	1	
36 Timisjärvi		9	-	1	27	-	1	145	-	1	121	-	1	
37 Tolva		51	-	1	37	-	1	-	-	-	287	-	1	
38 Posion Livo		-	-	-	18	-	1	-	-	-	246	-	1	
39 Isosydänmaa		-	-	-	12	-	1	-	-	-	-	-	-	
40 Mäntyjärvi		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
41 Kuukas		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
42 Alakitka		-	-	-	25	-	1	-	-	-	327	-	1	
43 Akanlahti		-	-	-	7	-	1	-	-	-	208	-	1	
44 Hossa-Irni		89	-	1	13	-	1	-	-	-	68	-	1	
45 Kallioluoma		23	-	1	45	-	1	-	-	-	234	-	1	
46 Oivanki		8	-	1	59	-	1	-	-	-	159	-	1	
47 Jokijärvi		45	-	1	27	-	1	-	-	-	677	-	1	
48 Taivalkoski		85	-	1	18	-	1	-	-	-	106	-	1	
49 Pudasjärvi		105	-	1	13	-	1	-	-	-	-	-	-	
50 Oijärvi		41	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
51 Pudasjärven Livo		26	-	1	15	-	1	-	-	-	-	-	-	
52 Pintamo		-	-	-	11	-	1	-	-	-	-	-	-	
53 Kiiminki		17	-	1	16	-	1	-	-	-	489	-	1	
54 Kollaja	41	-	1	22	-	1	-	-	-	430	-	1		
55 Ikonen	11	-	1	10	-	1	-	-	-	216	-	1		
56 Näijänkä	-	-	-	38	-	1	19	-	1	63	-	1		
57 Halla	48	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Keskiarvo	58	-	-	25	-	-	82	-	-	206	-	-	
	Keskihajonta	34	-	-	15	-	-	89	-	-	147	-	-	
YHTEENSÄ	KESKIARVO	56	-	-	28	-	-	39	-	-	164	-	-	
	KESKIHAJONTA	35	-	-	21	-	-	37	-	-	138	-	-	
	MEDIAANI	49	-	-	23	-	-	25	-	-	120	-	-	
	MIN.	7	-	-	7	-	-	5	-	-	19	-	-	
	MAX.	140	-	-	128	-	-	145	-	-	677	-	-	