



1918

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL

TALLINN TECHNICAL UNIVERSITY

TEEDEINSTITUUT

TRANSPORDI SAASTEKOORMUSE MÕJU
HINDAMINE JA MÕJU VÄHENDAMISE
MEETMETE ANALÜÜS



Tallinn 2003

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL**TEEDEINSTITUUT**

Teadussuuna klass 2.8.

KINNITAN

.....
Andrus Aavik
Teedeinstituudi direktor
“.....” 2003

**TRANSPORDI SAASTEKOORMUSE MÕJU HINDAMINE JA MÕJU
VÄHENDAMISE MEETMETE ANALÜÜS**

Leping 328L

Lepingu vastutav täitja Maire-Liis Hääl

”...” november 2003

Tallinn 2003

SISSEJUHATUS

Käesolev uurimistöo on valminud EV Keskkonnaministeeriumi tellimusel.

Töö teostamise eesmärk tuleneb Helsingi Komisjoni poolt vastuvõetud soovitudest, mis käsitleb meetmete rakendamist ja kavandamist transpordi mõju vähendamiseks ning keskkonnakaitseliste eesmärkide rakendamise tagamiseks.

Helsingi Komisjoni soovitusena peab keskkonnakaitselise moodustama kõigi transportsektori tegevuste integreeritud osa, et põhimõte “saastaja maksab” oleks juurutatud ka siin. See tähendab koordineeritud programmide vajadust keskkonnamõjude minimiseerimiseks ja keskkonnakaitselise tulemuslikkuse edendamist transpordisektoris.

Käesolev uuring on suunatud talvehoolduse ja naastrehvide kasutamisega kaasneva keskkonnamõju analüüsile ja keskkonnaseisundi hinnangule.

Kloriidide ja raskmetallide (Zn, Cu, Cd, Pb, Cr, Ni,) kontsentratsioonid on määratud TTÜ Katsekoja keemilise analüüsi laboratooriumis (*vastab EVS-EN ISO/IEC 17025:2000 nõuetele kui katselabor metallide AAS analüüside valdkonnas, reg.nr.L116, akrediteeritus kuni 16.01.2008.a.*).

Kontroll analüüs tehti Eesti Keskkonnauuringute Keskuse laboratooriumis.

Tallinna allikavete kvaliteedile on hinnangu andnud TTÜ Geoloogiainstituudi vanemteadur Hella Kink ja akadeemik Anto Raukas.

Uurimistöo on teostatud TTÜ Teedeinstituudis,

töös osalesid Vello Mespak, Harri Rõuk, Ave Eessalu, Rainis Eksi.

Liiklussagedused on määratud lektor Tiit Metsvahi juhendamisel.

Käesolevat uuringut juhendas ja aruande koostas dotsent Maire-Liis Hääl.

SISUKORD

Sissejuhatus	2
Lähteülesanne	4
Peamised tulemused ja ettepanekud	5
1. Uuringu taust	6
1.1 Maanteede olem ja autoliiklus Eestis	6
1.2 Teeäärsete alade raskmetallide sisaldus	9
1.3 Kloriidide mõju teekatetele	10
1.4 Keskkonnoahtlike elementide võimalik sisaldus teekatetes	12
1.5 Libedustõrje ja keskkond	18
2. Uuringu läbiviimine	21
2.1 Proovivõtukohtade asukohad (pinnas, imbkaevude setted, allikaveed)	21
2.2 Raskmetallide ja kloriidide sisaldused 2003.a kevadistes proovides	25
3. Tallinna allikate looduslikud tingimused ja vee kvaliteedi hinnang Lepasalu-, Rõõmu- ja Varsaallikas	28
4. Hinnang teeäärsete alade keskkonnaseisundi stabiilsuse/ muutlikkuse kohta	30
4.1 Raskmetallide sisaldus teeäärsete alade pinnases võrrelduna piirnormidega	30
4.2 Raskmetallide stabiilsus ja levikuala	40
5. Hinnang vajadusele keskkonnakaitsete meetmete järele	48
5.1 Talvine libedusetõrje ja naastrehvid	48
5.2 Kloriidide kõrgenenud sisaldus pinnases ja põhjavees	53
6. Autoliiklusest tulenevate keskkonnakahjude hindamine	60
6.1 Keskkonnakahju hindamisala	60
6.2 Keskkonnariski hindamine	64
Kasutatud kirjandus	69

LÄHTEÜLESANNE

Transpordi saastekoormuse mõju hindamine ja mõju vähendamise meetmete analüüs

Töö eesmärk: Hinnata transpordi saastekoormuse mõju ning selle mõju vähendamiseks kavandatud ning kavandatavate keskkonnakaitse meetmete piisavust ja tõhusust.

Töö sisu:

1. Teeäärsete alade raskmetallide sisalduse leviku uuring ning olemasolevate andmete täiendamine transpordi saastekoormusest tulenevate mõjude ja raskmetallide sisalduste muutuste hindamiseks piirkondades: Järvevana tee, Endla tn, Vabaduse pst, Peterburi mnt ja selle lähiümbrus.
2. Raskmetallide (Pb, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn, Co) ja kloriidide sisalduse määramine.
3. Tulemuste analüüs ja aruande koostamine.

Töö oodatav tulemus:

1. Hinnang vajadusele keskkonnakaitsemeetmete rakendamiseks.
2. Hinnang teeäärsete alade keskkonnaseisundi stabiilsuse/muutlikkuse kohta.
3. Autoliikluse keskkonnakasutusest tulenevate kahjude hindamine.

PEAMISED TULEMUSED JA ETTEPANEKUD

- Ohtlike raskmetallide akumulatsioon teeäärses pinnases on keskkonnarisk, mis intensiivistub liiklussageduse kasvuga - leidis kinnitust Keskkonnaministeeriumi tellimisel 2002.a tehtud uuringu tulemus.
- Keskkonna seisukohalt on ainuõige vähendada autoliiklusest põhjustatud saaste tekkimist. Liiklussagedustel üle 15 tuh. auto/ööpäevas tuleb selgitada autoosade ning teekatte kulumisega ja teede hooldusega kaasnevad keskkonnakahjud. Selge ei ole raskmetallide tegelik leviku kaugus teedest.
- Tiheda autoliiklusega ja suurtelt asfaltpindadelt äravoolava sademevee ohtlike ainete sisaldus vajab selgitamist.
- Liiklusohutuse tagamiseks jää- ja lumetõrjel kasutatud suured kloriidide kogused kahjustavad keskkonda ja suurendavad raskmetallide ning PAH-ühendite sisaldust pinnases ja sademevees. Tallinna teeäärsete alade uuringutes on saadud tugev korrelatsioon pinnases sisalduvate kloriidide ja tsingi vahel.
- Raskmetallid akumulatsioon pinnases, kuid kloriidid on väga liikuvad elemendid mistõttu tuleb tähelepanu pöörata kloriidide sisalduse tõusutrendile põhjavees. Oluline on liiklusmagistraalide lähialadel teostada põhjavee seiret.
- Põhjaveekaitse seisukohalt vajab lahendamist teede talvehooldusega kaasnev probleem: keskkonnarisk ja kasutatavad kloriidide kogused.
- Uuringus käsitletud autoliikluse valdkonna saaste hindamiseks on vaja välja töötada meetodika. Meetodika väljatöötamisel on vaja valida "indikaator-proovivõtualad", mis abistaksid leida üldiseid ja transpordisektoriga ühiseid indikaatornäitajaid.
- Selgitamist vajab autoliiklusega ohustatud elanike arv Eestis (tegema peab epidemioloogilisi uuringuid bituumeniga töötava personali hulgas).

1 UURINGU TAUST

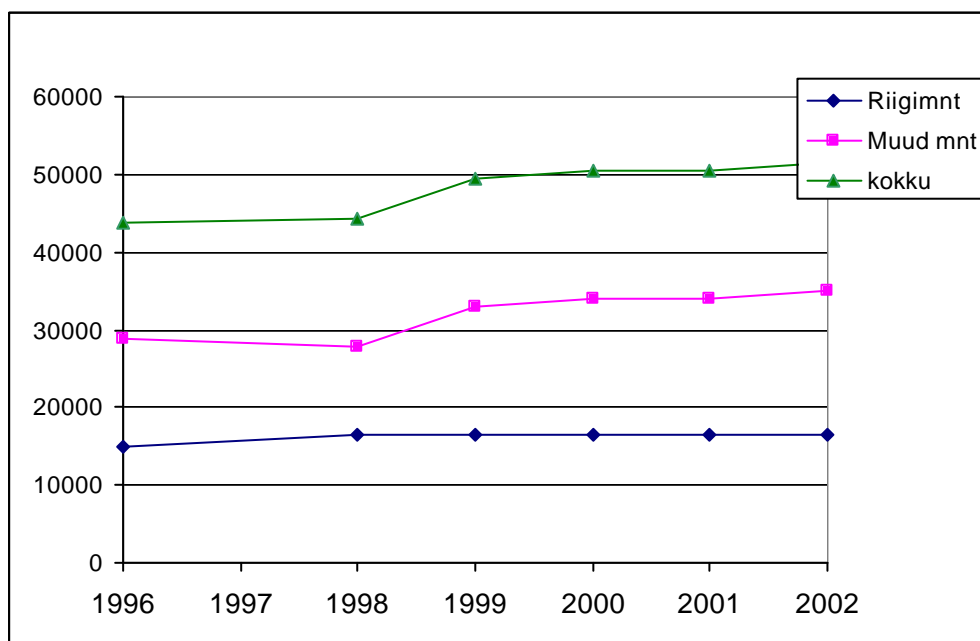
1.1 Maanteede olem ja autoliiklus Eestis

1.jaanuaril 2003. aastal oli Eestis registreeritud teede ja tänavate võrgu üldpikkuseks 55168 km:

neist riigimaanteed	16 443 km, s.o. 29,8 %,
kohalikke- ja eramaanteed	35 603 km, s.o. 64,5 %,
linnade tänavad ja teed	3 122 km, s.o. 5,7 %.

Maanteevõrgu haldusliku jaotuse vahel toimunud muudatuste ja muude maanteede registri korrastamise tulemusel suurenes muude maanteede pikkus 2002. aastal võrreldes 2001. aastaga kokku 626 km võrra, samuti on teedevõrgu olemisse lisatud linnatänavate pikkused /1/.

Riigimaanteede olem ei ole viimastel aastatel oluliselt kasvanud, 1998. aastal lisandus muid maanteed, ka nende kogupikkus on viimastel aastatel jäänud samaks.



Joonis 1 Maanteede kogupikkus Eestis.

Nagu näeme, on maanteede kogupikkus viimasel 5 aastal praktiliselt sama.

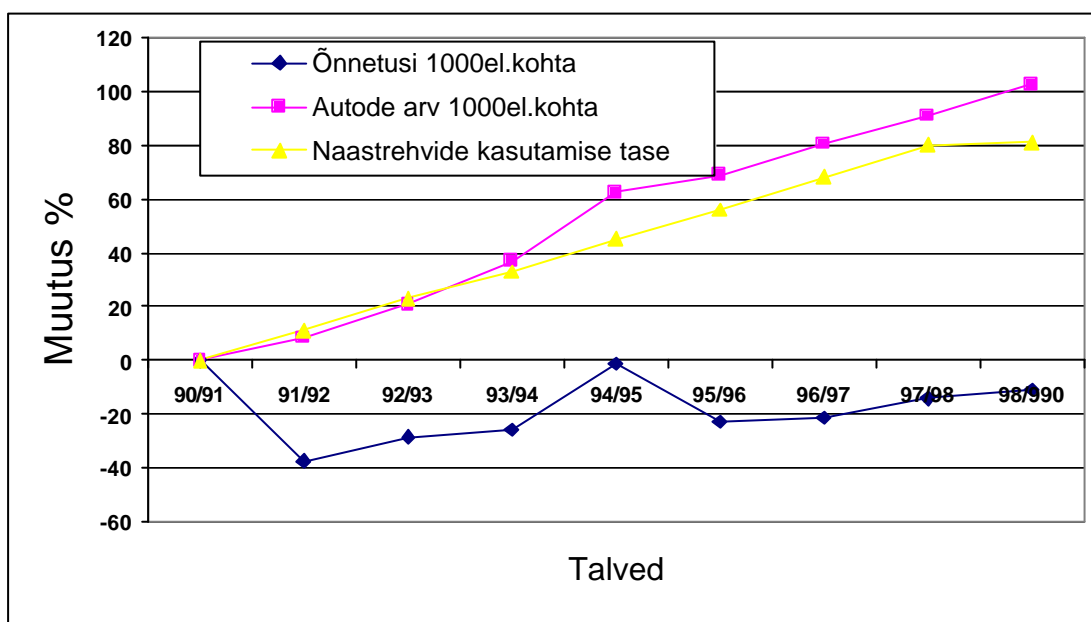
Riigimaanteed (2002.a. seisuga) jagunevad katteliikide järele:

Asfalt- ja tsementbetoonkatteid 20,1 % (3 302 km), mustkatet 24,3 % (3 995 km), tuhkbetooni 5,6 % (927 km), pinnatud kruusateid 1,8% (298 km) ning kruusapinnasteid 48,2% (7 921 km).

Muude teede hulgas on kattega teid, tänavaid 11,2 % (4 321 km) ja kruusapinnasteid 88,8 % (34 404 km).

Autode arvu kasv Eestis viimase 12 aasta jooksul on olnud kiiremaid Euroopas.

Kui 1990. aastal oli Eestis 0,189 autot elaniku kohta, siis 2002. aastal on juba 0,358 autot elaniku kohta /[http:// www.ark.ee/](http://www.ark.ee/) . Naastrehvide kasutamise tase on kasvanud koos autode arvu kasvuga.



Joon 2 Autode arvu kasv ja liiklusõnnetuste statistika talvekuudel (detsember, jaanuar, veebruar).

Üldine läbisõit Eestis on kasvanud 5455 mln auto-km-lt 1995.aastal 6538 mln auto-km-ni 2001. aastal. Üldine läbisõit Tallinnas on kasvanud 1989. aasta 594 000 tuh. auto-km-lt 1296 mln auto-km-ni 2001.aastal. Autoliiklus põhjustab keskkonnaprobleeme esmajoones tihedama liiklusega piirkondades, eriti linnades.

Kui sõidukite arv peaks edaspidi stabiliseeruma, kasvab läbisõit ka tulevikus, mis tingib teekatete remondivajaduse mahu kasvu. Viimase aastakümnega on kasvanud läbisõit ja seni ka naastrehvide kasutamine.

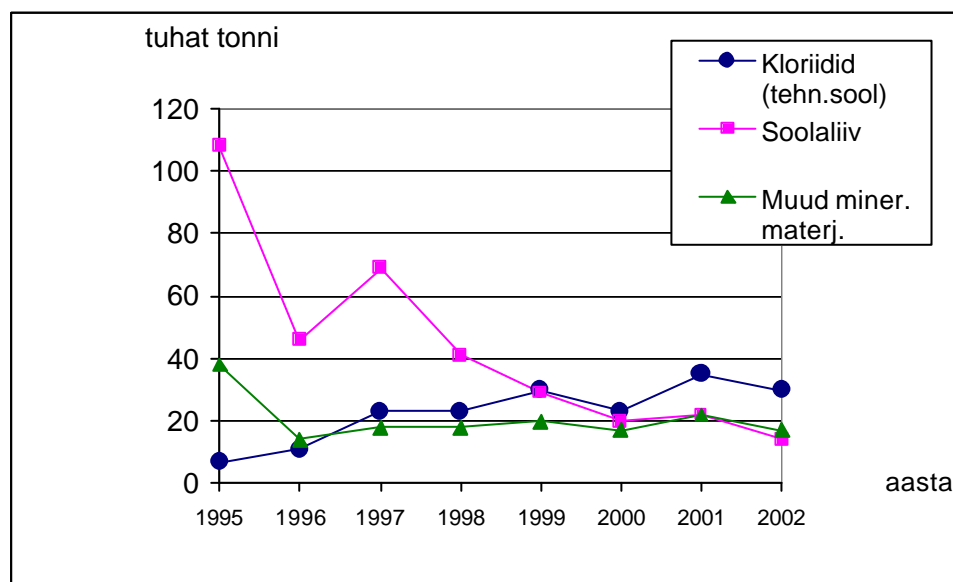
Iga rajatis, nii ka autoteed tekitavad looduskeskkonnas konflikte. Autotranspordi kiire areng tingib vajaduse autoliiklusega kaasnevate keskkonnaohtude jälgimiseks.

Autoliikluse tekitatud saaste emissiooni võib liigitada:

- ◆ autode väljalasketoru emissioonid – heitgaasid
- ◆ mitte väljalasketoru emissioonid - spetsiifilised kummide, pidurite jne kulumise tõttu,
- ◆ teede ja nende hooldusega seotud emissioonid – põhjustatud teekatte kulumisest ja hoolduspraktikast (libedusetõrje kemikaalid ja herbitsiidid).

Käesoleva uuringu objektiks on mitteväljalasketoru emissiooni ja talvehooldusega kaasneva keskkonnakahjude analüüs, hindamine.

Teedeäärsete alade saastatus raskmetallidega on seotud kloriidide kasutamisega lume- ja libedusetõrjel.



Joonis 3 Puistematerjali kasutamine libedusetõrjel riigimaanteedel 1995-2002

Puistematerjali kasutamine talvehooldusel on teada riigimaanteedel (joonis 3) ja osaliselt Tallinnas. Väheneb soolaliiva kasutamine, kasvab kloriidide (tehnilise soola) kogus.

Autode kulumisega kaasneva saaste suurus kasvab liiklussageduse kasvamisel /6/.

Kloriidide kasutamise keskkonnamõju oleneb liiklussagedusest, kasutatud kloriidide kogusest, teekatte liigist, tee asukohast kaitstud või kaitsmata põhjavee toitealal jne.

1.2 Teeäärsete alade raskmetallide sisaldus

Teeäärsete alade pinnase saastatus raskmetallidega on olnud nitmete uurimistööde objektiks /14,15,16/. Analüüsitud raskmetallide (Cu, Zn, Pb) sisaldused on varieerunud suuresti ja on kõrgemad looduslikust foonist. Põhjuseks on peetud intensiivset autoliiklust ning selle tekitatud emissioone ja tolmu, mis akumuleeruvad teeäärsete haljastute muldades.

Raskmetallidest on peetud vajalikuks täiendavalt uurida eelkõige toksiliste elementide (Cd, Pb, Zn jt.) sisaldust pinnases ning nende mõju taimkattele.

TTÜ Teedeinstituudi varasemates töodes on määratud ohtlike ainete nimistusse kuuluvate raskmetallide Cd, Cr, Ni, Zn, Cu, Pb sisaldused teeäärsetes pinnases, tulemusi võrreldi nimetatud ainete siht- ja piirarvudega vastavalt Eestis kehtestatud ohtlike ainete piirnormidele. Transpordisaaste uuringute kokkuvõttena esitatud tulemused näitasid ühemõtteliselt, et toimub tehnogeene saastumine ja ohtlike raskmetallide akumulatsioon teeäärsetes pinnases on keskkonnarisk, mis intensiivistub liiklussageduse kasvuga /9/. Kevadise suurema tolmusisalduse peapõhjustajaks on autoliiklus, bensiinis olevate raskmetallide (Pb) saastele on lisandunud naastrehvide laialdase kasutusega kaasnev raskmetallide, esmajärjekorras Fe, Zn, Cr ning samuti Cu, Cd, Ni ja Taani uuringute põhjal /10 / ka orgaaniliste elementide (PAH-ühendite) saaste.

Raskmetallide ja PAH-ühendite lisandumist keskkonda intensiivse autoliikluse tulemusena kinnitab ka EL projekti POLMIT tulemus / 6 /. Uuringut koordineeris Inglismaa Transpordiuuringute Laboratoorium (TRL), uuringus osalesid 7 maad (Inglismaa, Holland, Rootsi, Soome, Taani, Prantsusmaa, Portugal), uuringu eesmärk oli saada informatsiooni teede ja autoliikluse emissioonidest, et määratleda liikluse

tähtsus saasteallikana. Uuringu käigus määratleti pinnase ja põhjavee potentsiaalsed saasteained. Pinnase saastajaiks peeti raskmetalle (Pb, Cr, Cd, Cu, Zn) ja süsivesinikke (TCH). Põhjavee saastajaina uuriti kloriidide, süsivesinike ja raskmetallide esinemist 14 katsealal (iga osaleva maa kahel katsealal). Eri maade tulemused varieeruvad suurtes piirides ja üldistused on julge hinnang tegelikkusele: metallide emissioonid on otseses sõltuvuses liiklusedustest, PAH –ühendid liiklusedustest ja teekatte tüübist ning kloriidide sisaldused libedustõrjel kasutatud soolade kogustest seire perioodil. Potentsiaalsete saasteainete kontsentratsioone võrreldakse kvaliteedi standarditega (nimetatud projektis Hollandis kehtestatud siht- ja piirarvudega). Võrdlustulemused annavad maatriksi, mis määrab keskkonnariski nagu näidatud tabelis 1.

Tabel 1

Keskkonnariski maatriks /6/

Saasteaine sisaldus	Risk puudub	Võimalik risk	Kõrge risk
madalam kui	sihtarv	piirarv	
kõrgem kui		sihtarv	piirarv

1.3 Kloriidide mõju teekatetele

Talvel liiklusohutuse tagamiseks on sool peamine libedustõrje materjal. Soola kasutamise eesmärk on hoida teed märjad.

Soolade kahjuliku toime ulatus transpordivahendeile on üsna täpselt kindlaks määratud, on leitud ka abinõusid vähendamiseks. Märksa selgusetum on olukord soolade ja asfaltkatete vahekorras.

Materjalist lähtudes võib teekatted jaotada

- sideainetega töötlemata nn. "valged" katted (kruus ja killustik)
- tsementbetoonid ja muud tsemendiga töödeldud katted ja
- bituumenite baasil valmistatud katted.

Kõigile neile on soolade mõju erinev. Kruus ja killustikkatetele on hügrokoopsete soolade mõju soodus. Soolasid kasutatakse koguni katete ilmastikukindluse parandamiseks, sest kruusa-killustiku katted imevad õhust niiskust, mistõttu katete tolmamine väheneb.

Teekatete valmistamisel kasutatakse mitmesuguseid orgaanilisi sideaineid. Nende teekatete sooladele vastupanuvõime kohta on vähe andmeid, kuigi on palju teada katete talvise lagunemise kohta. Kahjustuste põhjusteks loetakse naastrehvide kasutamist. Et soolad võimaldavad teekatteid täiesti paljaina hoida, siis naastrehvide kahjustav mõju on kaudselt soolade kasutamise tagajärg / 24/.

Tänapäeval on selge, et niiskus mõjub asfaltkatetele kolmel viisil:

- nõrgendades kivimi ja bituumeni vahelist naket,
- muutes bituumeni olekut,
- lagundades kivimaterjali.

Kivimi ja bituumeni vahelise nakke vähenemine sõltub kasutatud kivimi happelisusest, bituumeni aktiivsusest ja vee aktiivsusest. Lubjakivikillustik on üldiselt piisavalt aluseline ja nakkub võrdlemisi hästi igasuguse bituumeniga. Põlevkivibituumen on happeline, sisaldab hulgaliselt pindaktiivseid komponente ja omab seetõttu võrdlemisi head naket ka happeliste kivimitega. Naftabituumenite side happeliste kivimitega on tunduvalt nõrgem ja võib osutada väiksemaks kui tardkivimi märguvus (aktiveerunud) veega. Naftabituumenitega tehtud segude nakketugevust parendatakse pindaktiivsete lisanditega.

Kloriidisoolad mõjuvad bituumenitele kui emulgaatorid. Kui soolveega läbiimbunud asfaltsegule rakendub veel dünaamiline koormus (ülesõitva auto poolt teekattes tekitatav hetkeline ülesurve ja sellele järgnev vaakum), võib ilmned kaks efekti:

- 1) sideaine eraldumine kivimaterjali pinnalt ja
- 2) sideaine emulgeerumine ja emulsiooni väljapesemine segust (emulgeeruvad kõige kergemini hästi pindaktiivsed bituumenid).

Vee sisseimbumisel ja külmumisel poorses kivimaterjalis tekivad purustavad pinged, millised murendavad tasapisi kivimaterjali jämedamat osa - killustikku.

Eesti Asfaldiliidu asfaltnormid /12/ aitavad juhendada sobivate asfaltsegude valikul. Segude valik oleneb liikluse iseloomust teelõikudel. Segud peavad omama piisavat veekindlust ja piiratud jäävpoorsust.

Ükski paigaldatud kate ei ole, ega tohigi olla absoluutselt pooridevaba, teekatte purunemisel suureneb poorsus ja väheneb katte vastupidavus. Seega on vaja arvestada poorsust suurendavaid põhjusi, **selgitada võimalusi liigniiskuse vähendamiseks.**

Alates 1994. aastast on TTÜ Teedeinstituut teinud uurimistöid teede ja tänavate koormusintensiivsuste ning kandevõimete määramiseks /13/. Nimetatud uurimistöös teatud tõenäosusega eristatakse tänavalõike, kus kandevõime rahuldab üldjuhul hetke tegelikke koormusintensiivsusi, kuid kevadise liigniiskuse perioodil võib tekkida probleeme.

Tänavate kandevõime väheneb teekonstruktsiooni alumiste kihtide ja aluspinnaste märgumisel.

Soola kasutamisel teekatte jäätumisvastase reagentina suurendatakse teekattele mõjuvate külmumistsüklite arvu. Et asfaltsegude (nende komponendiks olevate kivimaterjalide) külmakindlus on normides määratletud teatava tsüklite arvuga, tuleks organiseerida teepinna veerežiim nii, et asfaltkate ei kahjustuks külmumissulamistsüklite tõttu. Tsüklite arvu saab vähendada kui talvist soolakasutamist teadlikult piirata või soolane sulavesi kiiresti teelt ära juhtida.

Kokkuvõttes soolad avaldavad asfaltkatetele mingit mõõdetavat toimet. Kõrvalpõige teedehituse valdkonda näitab vajadust koostöökspordisektoriga, sest kloriidide kasutamise vähendamine on soodne nii keskkonna kui teedehituse aspektist.

1.4 Keskkonnaohtlike elementide võimalik sisaldus teekatetes

1996.a. Euroasfaldi ja Eurobituumeni Kongressil keskkonnakaitse sektsioonis käsitlesid hollandlased probleeme, millistele tuleks tähelepanu pöörata ka Eestis – see

on polütsükliisi aromaatsed süsivesinikke (PAH, ka PCA või PAC) sisaldavate orgaaniliste sideainete keskkonnakahjulikkus.

Kuigi Hollandis on kiviõetõrva kasutamine teekatetes keelatud juba 1991. aastast, on probleemiks varemehitatud katted, täpsemalt nende renoveerimine freesimise ja freesipuru taas- või korduvkasutamisega (ettekanded E&E. 3.042 ning E&E. 3.043.). Perioodil 1991-1996 töödeldi tõrva sisaldavaid materjale umbes 400 000 tonni aastas. Osa PAH ühendeid on kantserogeensete omadustega. Võrreldes naftabituumenitega on kiviõetõrva pigis ülikantserogeense benso(a)püreeni ehk 3,4 bensopüreeni (BaP) sisaldus 1000...10000 korda suurem, moodustades isegi kuni 0,1 ...1% kogu PAH massist. PAH-ühendite sisaldus kiviõetõrvas on 16...28%. Polütsükliiste aromaatsete süsivesinike tippkümnesse (10-PAH) kuuluvad ühendid: naftaleen, fenantreen, antratseen, fluoranteen, benso(a)antratseen¹⁾, krüseen, benso(k)fluoranteen, benso(a)püreen¹⁾, benso(g,h,i)perüleen ja indeno(1,2,3 - c,d)püreen.

Freesimise ja purustamise käigus aurustuvad või lahustuvad vedelamad PAH-ühendid ja seega jäävad uues segus domineerima vähemvedelad, nende hulgas benso(a)püreen. PAH-ühendid võivad keskkonda sattuda ka tolmana katete loomuliku kulumise käigus, kus nad siis vihmade tõttu ka aeglaselt lahustuvad.

Põlevkivibituumenid ja -õlid on oma keemiliselt koosseisult naftabituumenite ja kiviõetõrvade vahel.

Põlevkivibituumenite keemilise grupikoosseisu hulgas on ka aromaatsete süsivesinike (AH) sisaldus (K.Kask doktoritöö autoreferaadi tabel 3). Tabelist selgub, et suure tsükliite arvuga (4 ja rohkem – siia kuuluvad ka bensopüreenid) PAH-ühendeid sisaldub vaid kamberahjutõrvas (15,4%), mida eesti teedehituses pole kunagi kasutatud. Kamberahju tõrvas on täheldatud järgmiste PAH-ühendite olemasolu: antratseen; fenantreen; krüseen; 1,2 – bensantratseen; 3,4 – bensantratseen, 2,3 – bensfluoreen; 8,9 – bensfluoreen; 1,2 – ja 3,4 – benspüreen!

¹ *) need ühendid on tugevalt kantserogeensed (The Shell Bitumen Handbook, 1991)

Puhutud põlevkivibituumenid sisaldavad AH-ühendeid 2,5...3 korda rohkem kui jääkbituumenid. Varasematel aastatel on Eesti mustkatttega teedel kasutatud vaid puhutud põlevkivibituumeneid.

Bensopüreeni sisaldus mitmesugustest toornaftadest valmistatud bituumenites kõigub piirides 0,1...27 mg/kg samal ajal kui kiviõetõrvades on selle ühendi sisaldus 8400...12500 mg/kg /23, tabel 2.3./

1990-ndate aastate alguses (alates 1993. aastast) tehti Eesti Profülaktilise Meditsiini Instituudis uuringuid asfaltkatete toksilisuse määramiseks, võrreldes seejuures nafta- ja põlevkivibituumeneid sisaldavaid asfaltkatete katselappe. Polütsükliiliste aromaatsete süsivesinike sisaldust määrati õhus kumbagi bituumeniga valmistatud katselappide kohal ja all, katselappide pinnal olevas lumes ja jääs ning katselappide kõrval olevas pinnases 10 cm kaugusel ning 2 cm sügavusel.

Uurimisel kasutati kromatograafi HŽ-1113 ja spektrograafi DFF-12. Vaatluse all olid 11 PAH-ühendit: antratseen, bens(a)antratseen, bens(ghi)perüleen, püreen, bens(a)püreen, bens(b)püreen, fenantreen, fluoranteen, bens(b)fluoranteen, bens(k)fluoranteen ja krüseen.

Selgus, et:

- a) asfaltkatte kohal õhus leidis 10 PAH-ühendi eelloetletud ühenditest, seejuures **põlevkivibituumenist asfaltkatte (PBK)** kohal 7 PAH-ühendi sisaldus ületas 1,25...7,14 korda **naftabituumenist asfaltbetoonkatte (NBK)** kohal määratud kontsentratsiooni, 3 PAH-ühendi kontsentratsioon oli suurem NBK kohal;
- b) Katete alt võetud õhuproovides leiti kõigi 11 PAH-ühendi sisaldus ja kõik nad ületasid PBK all 1,62...6,04 korda NBK all oleva kontsentratsiooni;
- c) Lumes ja jääs leiti PBK peal 5 PAH-ühendi ja NBK peal 2 PAH-ühendi sisaldus eelmainitud üheteistkümnest;
- d) Pinnases avastati 10 PAH-ühendi olemasolu, millest 9 kontsentratsioon PBK kõrval ületas 1,14...8,4 kordselt kontsentratsiooni NBK kõrval.

Tabelis 2 on kõrvutatud kahe kõige kantserogeensema PAH-ühendi, (bens(a)antratseeni ja bens(a)püreeni, sisalduse piirid eelmainitud keskkonnades loodusliku fooniga võrreldes (lugejas NBK- naftabituumenist asfaltbetoonkatte kohal, nimetajas PBK- põlevkivibituumenist asfaltkatte kohal).

Tabel 2

Keskkond	Bens(a)antratseen	Bens(a)püreen
Looduslik foon [ng/m ³]	0,0	0,24...0,78
Asfaltkatte kohal õhus [ng/m ³]	<u>0,0...4,72</u> 0,0...14,1	<u>0,0...4,72</u> 0,0...3,54
Asfaltkatte all õhus [ng/m ³]	<u>0,0...45,0</u> 1,01...250,0	<u>0,0...48,0</u> 0,0...290,0
Lumes ja jääs [mg/l]	<u>0,0</u> 0,0	<u>0,14</u> 0,08
Pinases [mg/kg]	<u>19,8</u> 32,2	<u>3,2</u> 11,1

Need uuringud näitasid, et on alust lugeda asfaltkatted keskkonna saaste allikateks sõltumata kattes kasutatud sideaine päritolust. Seejuures on põlevkivibituumenit sisaldavad asfaltkatted hügieeni mõttes mõnevõrra keskkonnaohtlikumad kui naftabituumenit sisaldavad asfaltkatted. Siiski järeldatakse, et tehtud uuringud ei ole veel piisavad lõplikeks järeldusteks ning teeb ettepaneku laiendada uuringuid nii laboratorsete kui loomkatsetuste vallas. Kindlasti peaks jätkama epidemioloogilisi uuringuid bituumeniga töötava personali hulgas (kuna sellesisulisi kogemusi Eestis praktiliselt pole) ja detailselt uurima asfaltsegudest auruvate kahjulike komponentide eraldumise vähendamise või täieliku takistamise võimalusi.

Põlevkiviõlides ja –bituumenites on problemaatilisteks ühenditeks veel fenoolid, millised naftabituumenites üldse puuduvad. Ühealuseliste fenoolide (karboolhapete) sisaldus bituumenites sõltub võimalikust valmistusviisist (kuna karboolhappe keemistemperatuur on 181,2⁰, ei saa kõrgemal temperatuuril toodetud õlides ja bituumenites selle sisaldus märgatav olla). Defenoleeritud õlides puhutud bituumenites on fenoolide sisaldus arvatavasti suurem kui formaliiniga polümeeriseeritud bituumenites.

Ühealuseliste fenoolide veeslahustuvus on väike (8,2 g 100 ml vees +15⁰C juures). Kahealuseliste fenoolide (benseendiol, diokribensool, pürokatehiin) keemistemperatuur on 240⁰C, veeslahustuvus 45,1 g/100g vee kohta; kolmealuseliste fenoolide (benseentriool, floroglütsiin, trioksibensool) keemistemperatuur on 309⁰C, veeslahustuvus 62,5 (25⁰C juures).

Järeldused:

- 1) ühealuseliste fenoolide sisaldus tänapäeval toodetavates põlevkivibituumenites on peaaegu välistatud;
- 2) mida kõrgema kondensatsiooni astmega on fenool, seda rohkem ta lahustub, kuid halvemini sulab (sulamistemperatuurid vastavalt ülalloeletud ühenditele 43⁰C, 105⁰C ja 110⁰C);
- 3) tihedates teekatetes on vee ligipääs bituumenikilele takistatud, mis vähendab fenoolide veeslahustumise tõenäosust.

Fenoolid kui happelise reaktsiooniga ühendid võivad teekattes reageerida leelistega või leelismetallühenditega, moodustades veeslahustuvaid fenolaate. Kaltsium- ja baariumfenolaadid on veeslahustumatud (ENE 2.kd). Konkreetselt võib see ilmned NaCl kasutamisel libedustõrjena põlevkivibituumenit sisaldavatel mustkattel või pindamisega teedel. Seda nähtust on täheldanud mitmed katsetajad /21/.

Fenoolide ja nende erineva alusega ühendite sisaldust mitmesuguste tootmisviisidega saadud põlevkivibituumenites ei ole määratud, küll on aga kaudseid uuringuid põlevkiviõlide kohta (N.Zelenin, V.Fainberg, K.Tšernõšova. Himija i tehnologija slantsevoi smolõ. „Himija“, Leningrad, 1968).

Mõningase ülevaate fenoolide hulgast ja olemusest saab TTÜ Alus- ja Rakenduskeemia Instituudi 1998.a uurimistööst /22/. Uurimisest TMR spektroskoopia abil on teada, et Kiviõli Keemiatööstuse OÜ poolt formaliintehnoloogiaga toodetava põlevkivibituumeni spektris on fenoolide tähistavad signaalid lähteõli ja puhutud bituumeni spektriga võrreldes tunduvalt pehmenenud (vihjed kahealuselistele fenoolidele ja orto-asendis fenoolidele).

Raskmetallide sisaldus bituumenites on tühine. Blombergi järgi sisaldab toornafta vaid vanaadiumi ja niklit alati üle 1 mg/kg:

Vanaadiumi	5...1500 mg/kg
Niklit	3...120 mg/kg
Rauda	0,04...120 mg/kg
Vaske	0,2...12 mg/kg
Koobaltit	0,001...12 mg/kg

Muudest metallidest on vaid jäljed.

Kahjuks ei ole andmeid põlevkivibituumenite metallisisalduse kohta. Teada on vaid, et vanaadiumi ei leidu.

Eesti teekatendite kulumiskihid sisaldavad bituumeneid järgmisel määral (andmed võetud keskmistena Eesti Asfaldiliidu Asfaldinormidest AL ST 1-02 /12/:

Tihe asfaltbetoon	TAB	5,0...7,5%	Kivimaterjali massist
		4,7...7,0	Segu massist
Kergasfaltbetoon	KAB	3,8...7,0	„
		3,7...6,5	
Mustsegud	MSE	3,5...6,8	„
		3,4...6,4	
Killustikmastiksasfalt	KMA	6,0...7,8	„
		5,7...7,2	

Teisi segutüüpe nagu PAB, VAS ja DAB teekatete kulumiskihtides Eestis ei kasutata.

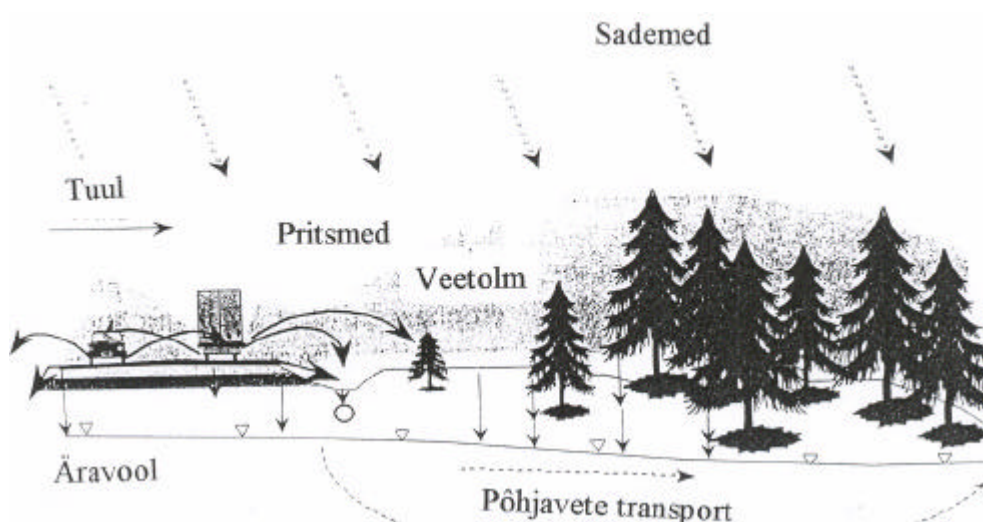
Pindamiskihtidel on bituumen vaid liimaineks ja praktiliselt autorataste mõjul kulub või eemaldub vaid killustik. Bituumen jääb teekattele ja tavaliselt uue pindamiskihi alla.

1.5 Libedustõrje ja keskkond

Mitmed uuringud viitavad selgelt autotranspordi suurele osale lumekatte saastumisel, talvehoolduse käigus lumme sattunud kloriididele ja nende mõjule taimkattele /17, 18, 19/. Tunnistades soolade kahjustava toimet taimestikule püütakse määrata selle toime ulatust sõltuvalt tarvitatud soolade kogustest /15, 20, 18/.

Uuringud näitavad, et valdav osa Na ja Cl satuvad teeäärsete haljastuste mulda sõiduteedel lume- ja libedustõrjeks tehtavate töödega, tühine osa sademetega.

20- 60% teedel kasutatud jäätumisvastaseid sooli kantakse õhuga 2 - 40 m kaugusele teeäärsele maapinnale /18/.



Soolade põhimõtteline "liikumine" teedelt keskkonda

Soolad jõuavad taimestikuni olles kas sadestunud maapinnale või transportitud juurteni, taimed võivad kahjustuda mõlemal juhul ühtmoodi. Kuni teele puistatud soola täieliku lahustumiseni on liiklus oluline soolade ärakandja teepinnalt. Liiklus lõhub jäätumisvastaste soolade toimel kobestunud jääd ja lund, pritsib seda teelt eemale.

Libeduse vähendamiseks teede liivatamine pole õigustatud ka keskkonna aspektist. Autod paiskavad liiva suhteliselt lühikese ajaga tee servale vallidesse, mis takistab vee äravoolu teekattelt. Korras teepeenrad aitavad kaasa kiiremale äravoolule.

Äravooluga koos satub soola kas kanalisatsiooni, drenaažsüsteemi või teeäärsetele aladele.

Tallinna teeäärsete haljastute mullad on enamasti inimese poolt kujundatud, kuuludes nn. tehnogeensete muldade hulka. Suuremad kloriidide kontsentratsioonid Tallinna tänavate ääres on ilmnenud 3-10 m kaugusel teest, kus kloori kontsentratsioon ületab rohkem kui 30-kordselt maksimaalse loodusliku fooni Tallinnas /18,19,20/. Teeäärsete haljastuste ökosüsteeme on uuritud 1986-1988.aastail Tallinna Botaanikaia ja 1996. aastal Ökoloogia Instituudi teadlaste poolt /15/. Uurimistöodes käsitleti talvisest teede soolatamisest tingitud muutusi peamiselt teeäärsete haljastute muldades. Vaadeldi ka raskmetallide (Pb, Cu, Zn) sisaldusi. Nii mulla kui taimkatte analüüsid tehti enamasti 1-2 ja 5 m kaugusel sõiduteest. Teiste Eesti muldadega võrreldes oli teeäärsete haljastute muldadele iseloomulik suurem naatriumi ja kloori sisaldus. Suuremad naatriumi ja kloori kontsentratsioonid leiti 0-20 cm tõeseduses humuslikus kihis, ulatudes kuni 2 meetri kauguseni sõiduteest. Naatrium ja kloor on mullas ühed liikuvamad elemendid. Nende väljauhtumine oleneb mulla humusesisaldusest kui ka kliimatilistest tingimustest. Seetõttu nende sisaldused varieeruvad ajaliselt aastate ja vegetatsiooniperioodide lõikes. Kontsentratsioonid on kõrgemad kevadel ja vähenevad märgatavalt sügiseks /15/.

Erinevatel aastatel on Na ja Cl sisalduste absoluutväärtused olnud erinevad. Vaatamata sellele, et mulla mõningane kõrgem Cl-sisaldus enamasti taimi ei kahjusta, osutub Cl liig mullas tihti kahjulikuks seetõttu, et kloriidide mullast väljauhtumisel leostub koos Cl-ioonidega ekvivalentses koguses katioonseid toiteelemente - kaltsiumi, magneesiumi, kaaliumi ja naatriumi. Nii halvenevad taimkasvuks vajalikud tingimused.

Kuna sulamisveed imuvad kiiresti pinnasesse, kandes kaasa ka kahjulikud lahustunud ühendid, ei ole mulla analüüs alati informatiivne ning saastekoormuse määramiseks on kasutatud ka puulehtede keemilist analüüsi. H. Hödrejärve uuringud kinnitavad puulehtede kloriidide sisalduse suurenemist suvel, samuti linnaalade puulehtede tunduvalt suuremat kloriidide sisaldust võrreldes "puhaste" aladega /19 /.

Mitmete uuringute põhjal võib teha üldistuse, et teeäärsete alade pinnaste kloriidide sisaldused on kõrgemad foonist, kuid vähenevad oluliselt suve jooksul seoses väljauhtumisega.

Kokkuvõttes praeguse tavapärase keemilise lumetõrje režiimi puhul võib kasutatavate kloriidide kontsentratsioon magistraaltänava äärsetel aladel saavutada küllaltki kõrged väärtused. Rootsi uurijad on leidnud suurimad soolade kogused 10 m kauguselt teest, kuid ohtu taimestikule arvestavad teest kuni 100 m kauguseni /18/.

TTÜ Teedeinstituudis tehtud uuringute kohaselt teesoola keskkonnamõju ulatub 20 - 30 m kaugusele teest, raskmetallide levikuala ei ole selge /9/.

Soome uuringud näitavad, et Soome veevõtualadelt, mida läbib soolatatav tee, ainult pooltel on kloriidide sisaldus lähedane loodusliku tingimuste tasemele. Autoliiklusel on tiheda liiklusega piirkondades tähelepanuväärne osa õhusaastes, saaste pestakse sademetega pinnasesse, sealt põhjavette.

Kloriidid lumeveest, lumevee tahkest jäägist, pinnasest ja imbkaevudest liiguvad põhjavette.

Piirkonna looduslikest geoloogilis-hüdrogeoloogilistest iseärasustest ja suurest tehnogeensest koormusest tulenevaid probleeme jälgitakse põhjavee seire abil. Nii on teede ja transpordi mõju põhjavee seisundile aktuaalne probleem **Tallinna põhjavee kloriidide sisalduse tõusutrendis peitub tõeline hoiatus**, mis kinnitab vajadust teedehooldusega kaasnevate keskkonnamõjude arvestamiseks /9/.

2. UURINGU LÄBIVIIMINE

2.1 Proovivõtukohtade asukohad

Pinnaseproovid

Käesolevas uurimistöös on võetud täiendavad pinnaseproovid, et pikendada 2001. ja 2002. aasta TTÜ Teedeinstituudi uuringutega saadud andmerida. Uuringud on näidanud raskmetallide kontsentratsioonide sõltuvust liiklussagedustest /9/. Käesolevas uuringus täiendati varasemaid uuringuid peamiselt

Järvevana tee, Peterburi mnt, Endla tn, Vabaduse pst ja nende lähiümbruses nagu on näidatud tabelis 3.

Pinnaseproovidest on määratud valikuliselt järgmisi raskmetalle - Pb, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn ja Co. Nimetatud raskmetallid on olulised komponendid autoehituses kasutatud sulamites. Et iga raskmetalli määramine maksab lisaks proovi eeltöölusele 100 kuni 150 EEKí, siis proovidest määrati valikuliselt erinevaid metalle. Varasematele uuringutele lisandus naastude südameke olulise komponendi koobalti sisalduste määramine.

Proovivõtukohtade kaugused teest on valitud keskkonnaseire kontekstist lähtudes:

- ◆ teele lähem proov teekatte servast 3-8 m (s.o. tänavatele ettenähtud kaitsevööndi 10 m piirides);
- ◆ teest kaugemad proovid teekatte servast 10- 30 m kaugusel arvestades varasemaid uuringuid, millede põhjal kuni 60 % teedel kasutatud jäätumisvastaseid sooli kantakse õhuga 2-40 m kaugusele teeäärsele maapinnale.

Tabel 3

Pinnaseproovide asukohad, proovivõtu aeg, määratud saasteained, analüüside maksumus.

Jrk.nr	Proovi aeg	Asukoht,kaugus teekattest	Raskmetallid	Maksumus	
				Raskmet.	Kloriidid
1	27.03.2003	Ülemiste kaitseala piir	Zn,Cu,Co,Cd,Pb,Cr	1000	120
		Rae vald, 30 m teest		0	
2	18.03.2003	Järvevana tee k27m, s2 cm	Zn,Cu,Co,Pb,Cr	850	
	27.03.2003	Järvevana tee k20m, s 2cm	Zn, Pb	450	
	30.04.2003	Järvevana tee k27m, s10cm	Zn, Cu,Cd,Pb	700	120
3	24.03.2003	Peterburi mnt,linna piiril k20m	Zn, Pb	450	
	24.03.2003	Peterburi mnt,linna piiril k30m	Zn, Pb	450	120
	30.04.2003	Peterburi mnt, k20m, s10cm	Zn,Cu,Co,Cd	700	120
4	18.03.2003	Endla,Kristiine keskus,20m	Zn, Cu,Co, Cd,Pb,Cr	1000	
	27.03.2003	Endla, Madara , 20m	Zn,Cu,Co,Cd,Pb	850	
5	23.03.2003	Vabaduse pst, k 5m	Zn	300	
	23.03.2003	Vabaduse pst, k10m	Zn	300	
	30.03.2003	Vabaduse pst, k30m	Zn	300	120
6	30.03.2003	Ehitajate tee, k20m	Zn,Pb,Cd	600	
7	17.03.2003	Tammsaare tee, k 8m	Zn, Cu,Cd,Pb	700	120
8	15.03.2003	Kaarli pst, keskel	Zn, Cu, Pb	550	
9	27.03.2003	Pärnu mnt, Järve k 8m	Zn, Cu, Cd, Pb,Ni	850	120
10	18.03.2003	Laagna tee, Gonsiori k 5m	Zn, Pb	450	
11	18.03.2003	Tartu mnt,Järvev-Kanali,k5m	Zn,Cd,Pb	600	
12	24.03.2003	Kuuli tn, Peterburi, k 5m	Zn, Cd, Ni	600	
13	27.03.2003	Kloostrimetsa tee, k 5m	Zn,Cd,Pb	600	
14	18.03.2003	Narva mnt, Lauluvtõus k5m	Zn,Cd,Pb,Ni	750	
			Kokku	13050	840



Foto 1 Järvevana tee äärsete pinnaseproovid võeti Veerenni ristmiku vastast, kaugeim proov on võetud teekattest 27m kauguselt, vahetult Ülemiste järve kaitseala piirilt.

Imbkaevude setted

Et ligikaudselt hinnata raskmetallide sisaldusi teedelt äravoolavas sademevees, võeti proovid raskmetallide sisalduste määramiseks kolmest imbkaevust: Männikul, Nõmmel ja Kloostrimetsa tee kurvis.

Tabel 4

Imbkaevude asukohad, määratavad raskmetallid, maksumus.

Jrk nr	Proovi-võtu aeg	Kaevu asukoht	Määratavad raskmetallid	Maksumus EEK
1	23.04.03	Nõmme, Pärnu mnt/Vääna	Zn, Cu, Co, Cd, Pb	850
2	23.04.03	Männiku, Valdeku/Silikaadi	Zn, Cu, Co, Cd, Pb	850
3	23.04.03	Kloostrimetsa tee kurvis	Zn, Cu, Co, Cd, Pb	850
			Kokku 3 setteproovi	2550

Märkus: Analüüsi maksumus koosneb: 1 proovi eeltöötlus 200 EEK+ (Zn ja Cu määramine leekmeetodil á 100EEK ja Co, Cd, Pb määramine grafiitmeetodil á 150 EEK) = 850 EEK.

Allikaveed

Pinnase ja põhjavee saastumise kontrolli üheks lihtsaks viisiks ja samaaegselt võimaluseks võrrelda erinevate piirkondade saastatust on jälgida allikavee kvaliteeti. Antud töös on seda tehtud Tallinna näitel põhjendusega, et Eesti transpordikoormusest kolmandik langeb Tallinnale.

Käesolevas töös määrati 12.05.2003. Lepasalu, Rõõmu- ja Varsaallikate vooluhulgad ning võeti vee proovid. Uuring teostati koos TTÜ Geoloogia Instituudiga, vee analüüsid tehti TTÜ Keemilise analüüsi laboratooriumis.

Tabel 5

Allikavetest tehtud analüüsid ja maksumused

Jrk nr	Allika asukoht	Kloriidid pH	Raskmetallid Zn,Cu,Co,Cd, Pb	Maksumus EEK	
				Cl,pH	raskmet.
1.	Lepasalu allikad - Mustamäe astangust 800m allpool Sõpruse pst ja 43.Kk vahel	1 proov	1 proov	120	650
2.	Rõõmuallikas – Mustamäe astangu jalamil Glehni pargi kohal	1 proov	1 proov	120	650
3.	Varsaallikad – Kose paekalda jalamil E.Särgava allee lähedal	1 proov	1 proov	120	650

Kokku

2310 EEK

Märkus: Raskmetallide määramise hind koosneb:

Zn ja Cu leegis, á 100EEK+ Co,Cd ja Pb grafiitmeetodil á 150 EEK = 650 EEK/proov

2.2 Raskmetallide ja kloriidide sisaldused 2003.a kevadistes proovides

Pinnaseproovidest määratud raskmetallide ja kloriidide sisaldused on toodud tabelis 6.

Tabel 6

Raskmetallide ja kloriidide sisaldused pinnaseproovides

Jrk nr	Proovi aeg	Asukoht, kaugus teekattest	Raskmetallid							Kloriidid
			Zn	Cu	Co	Cd	Pb	Cr	Ni	Cl
1	27.03.03	Ülemiste kaitseala piir Rae vald, 30 m teest	68	36	5,3	0,3	14,9	23,2		81
2	18.03.03	Järvevana tee k27m, s2 cm	51	25	2,4		7,4	4,9		
	27.03.03	Järvevana tee k20m, s 2cm	45				7,4			
	30.04.03	Järvevana tee k27m, s10cm	111	49		1,14	32			125
3	24.03.03	Peterburi mnt,linna piiril k20m	90				16,4			
	24.03.03	Peterburi mnt,linna piiril k30m	123				16,6			135
	30.04.03	Peterburi mnt, k20m, s10cm	122	70	7,4	1,13				72
4	18.03.03	Endla,Kristiine keskus,20m	165	100	7,9	0,35	49,6	12,3		
	27.03.03	Endla, Madara , 20m	179	73	6,3	1,59	71			
5	23.03.03	Vabaduse pst, k 5m	94							
	23.03.03	Vabaduse pst, k10m	176							
	30.03.03	Vabaduse pst, k30m	148							41
6	30.03.03	Ehitajate tee, k20m	488	3,05			85			
7	17.03.03	Tammsaare tee, k 8m	182	141		0,43	24,9			221
8	15.03.03	Kaarli pst, keskel	217	210			121			
9	27.03.03	Pärnu mnt, Järve k 8m	219	53		4,3	57		12,1	459
10	18.03.03	Laagna tee, Gonsiori k 5m	127				39,2			
11	18.03.03	Tartu mnt,Järvev-Kanali,k5m	103			0,53	28,9			
12	24.03.03	Kuuli tn, Peterburi, k 5m	425			2,2			22,4	
13	27.03.03	Kloostrimetsa tee, k 5m	54			0,23	12			
14	18.03.03	Narva mnt, Lauluv.tõus 15m	565			6,2	72			

Pinnaseproovid on võetud teekattest kuni 30m kauguseni, raskmetallide levikuala võib olla aga tunduvalt laiem. Saaste levikut mõjutavad liiklussagedus, sõiduradade arv, kiirused , samuti tuul, sademed jne.

Tabelis 6 toodud raskmetallide sisaldused on koos varasemate tulemustega kantud joonistele 5 -10, (vt. ptk 4.1).

Suurt kahju teeäärsete murude arengule tekitab kevadeti teeäärtele kogunenud sodikiht, mis sisaldab suurtes kogustes kloriide ja raskmetalle. Kloriidide ja raskmetallide sisaldused lume tahkes jäägis Tallinnas on kõrged. Imbkaevude setted iseloomustavad mingil määral teede äravoolu raskmetallide sisaldust.

Tabel 7

Raskmetallid ja kloriidid imbkaevude setteis mg/kg (proovivõtu aeg 23.04.03)

Jrk nr	Kaevu asukoht	Liiklus autot/ööp	Cl mg/kg	Zn	Cu	Co	Cd	Pb
1	Nõmme, Pärnu mnt/Vääna tn	11700	450	363	142	11,9	1,97	44
2	Männiku Valdeku/Silikaadi rist	3000	1120	418	114	15,7	2,89	69
3	Kloostrimetsa tee kurvis	3400	1070	291	104	28	0,90	15

Võrreldes setete raskmetallide sisaldust tabelis 6 toodud raskmetallide sisaldusega pinnases näeme, et erinevus praktiliselt puudub. Suurimad raskmetallide sisaldused esinevad Valdeku/ Silikaadi ristmiku imbkaevus. Raskmetallide kõrgem sisaldus võib olla tingitud suuremast kloriidide sisaldusest, mitte ainult liiklussagedusest. Liiatigi on kaevud põhjata, ei ole teada palju kaevudesse kogunenud saastest põhjavette imbub.

Uurimistööd allikavete kvaliteedi määramiseks toimusid maikuul, mil keskmisel ja veerikkal aastal on suurvee järgne periood ja mil kõige paremini kajastub toitealal toimuv inimtegevuse mõju allikavee kvaliteedile.

2003.aastal jäi suurvesi tulemata, aga mida rohkem vett, seda paremini pestakse pinnas läbi ja allikavee kvaliteet halveneb.

Allikate vooluhulgad (12.05.03):	Varsaallikas	1,08 l/s
	Lepasalu allikad	10,54 l/s
	Rõõmuallikas	2,49 l/s

2002.a. oli veevaene suvi, 2002 – 2003 a. talv oli külm ja suhteliselt veevaene, mistõttu tabelis 8 toodud kontsentratsioonid oleks oluline võrrelda mõne järgneva aasta kontsentratsioonidega kevadel.



Foto 2. Laagna tee- äärsed proovid võeti Wiedemanni – Laagna vaheliselt alalt. Laagna teelt keskkonda sattunud kloriidid mõjutavad Varsaallika vee kvaliteeti

Tabel 8

Kloriidide ja raskmetallide sisaldus Tallinna allikavetes 2003.a. kevadel

Jrk. nr	Allikas	Cl mg/l	pH	Zn µg/l	Cu µg/l	Co µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l
1.	Lepasalu	42	7,7 2	< 0,01	< 0,01	0,04	0,01	2,5
2.	Rõõmuallikas	48	6,7 7	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	< 0,1
3.	Varsaallikad	105	7,6 8	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	0,1

3. TALLINNA ALLIKATE LOODUSLIKUD TINGIMUSED JA VEE KVALITEEDI HINNANG (Lepasalu, Rõõmu- ja Varsaallikas)

Tallinna linna keskel paikneb Harju-lavamaast ürgsete jõgede kulutusel eraldunud Toompea kõrgendik. Lavamaa serv ulatub Tallinna idaossa – Lasnamäele. Linna lõunaosas Nõmmel laiub Mustamäe astanguga piirnev liivik ning Ülemiste järveäärne luitestik. Seni säilinud allikad avanevad kas paekalda või astangute jalameil.

Varsaallikad asuvad Kosel paekalda jalamil Särgava allee lähedal, on 1992.aastast looduskaitse all. Ligi 60 m pikkusel lõigul avanevad langeallikad toituvad lõuna poole jääval õhukese pinnakattega Lasnamäe linnaosas ja Tondi rabas infiltreerunud veest. Vesi tuleb lubja kivi kihtidest, suurvee ajal on kümnekond allikat maksimaalse vooluhulgaga 120 l/s. Vesi koondub ojakesse, mis suubub Purjespordikeskuse juures Tallinna lahte.

Lepasalu (Lepistiku) allikad asuvad Mustamäe astangust 800 m allpool (Sõpruse pst ja 43. Keskkooli vahelises Lepasalu pargis), on looduskaitse all alates 1992.aastast. 2-3 m kõrguse astangu jalamil ja selle ees avaneb paarkümmend allikat, millest püsivamad on 12, moodustades 6 ojakest kogu vooluhulgaga 1-10 l/sek. Allikad toituvad Mustamäe liivikul ja Ülemiste luitestikul infiltreerunud veest. Allikate vesi suubub käesoleval ajal kanalisatsiooni.

Rõõmuallikas asub Glehni pargi allikaalal Mustamäe astangu jalamil, võeti looduskaitse alla 1992.a, 2003.a. on moodustamisel Nõmme-Mustamäe maastikukaitseala. Jalamil avaneb 24 allikat, millest suvel tegutseb 10-12, suurim on Rõõmuallikas vooluhulgaga 10 l/s veerikkal ajal. Rõõmuallikas toitub Nõmme liivikul infiltreerunud veest, ojakesed suubuvad valdavalt Mustamäe basseini. Allikavee kvaliteet oleneb inimtegevusest Nõmme liivikutel.

Vee kvaliteedi hindamisel kasutati analoogsete allikate seireandmete pikaajaliste vaatluste keskmisi näitajaid.

Varsaallikate vee kvaliteeti võrreldi Pandivere veekaitseala (seire 1980-1990), Kunda piirkonna (1994) ja Pakri saarte ning poolsaare (1994-1998) vastavate andmetega.

Pandivere kõrgustiku nõlvadel paekihtidest avanevad allikad toituvad kõrgustikul karsti voolavast või paele imbunud veest. Seire ajal (1980-1990) oli tegemist intensiivpõllumajanduse piirkonnaga. Kogu perioodil oli allikavees keskmine (ligi 200 määrangut) kloori sisaldus Pandivere Veekaitsealal Järvemaal 18,8 mg/l ja Lääne-Virumaal 16,8 mg/l. Kunda tööstuspiirkonnas sisaldas allikavesi 28.06.95.a. keskmiselt 13,7 mg/l kloriide. Lahemaal Muuksi linnamäel oli vee keskmine (1981-1990) kloriidide sisaldus 7,8 mg/l. /32,33/.

Pakri saartel ja Pakri poolsaarel avanevad allikad pankranniku jalamil. Analüüsid pärinevad 1994-1996 .a kui oli tegemist endise NL militaarse järeleostuse mõjuga. Allikate vesi Pakri saartel sisaldas kloriide 6,9 mg/l, poolsaarel 11,6 mg/l. Raskmetallidest esines kaadmiumi (0,1 µg/l), kroomi (0,001 mg/l, koobaldit (0,001mg/l) ja baariumi (0,01 mg/l). /31/.

Seega sisaldab analoogsete Varsaallikate vesi (105 mg/l – tabel 8) üle kümne korra rohkem kloriide kui allikavesi Muuksi linnamäel ja omaaegse militaarrestuse piirkonnas.

Rõõmuallika vett võrreldi Lahemaa Rahvusparkis Koljakul avanevate allikate veega (1981-1990), kus keskmiselt oli allikavee kloriidide sisaldus 7,5 mg/l, vaatluskaevudes 5,3 mg/l. Viitna mõhnastiku rajatud vaatluskaevude vesi sisaldas kloriide 4,0 mg/l. Seega sisaldab Rõõmuallika vesi (48 mg/l – tabel 8) 6 korda rohkem kloriide kui analoogsete geoloogilistes tingimustes loodusmaastikel avanevate allikate vesi.

Lepistiku allikate analoogiks valiti Viidumäe allikad Saaremaal (1974-1994). Viidumäe looduskaitseala paikneb karbonaatkivimilisest tuumast ja seda katvast jääajal moodustunud setetest koosneva Lääne-Saaremaa kõrgustiku edelanõlvast. Viidumäe astang on arvukate allikate avanemisala. Vesi pärineb liustikujõe tekkega kruusliivast ning on seotud paekivides oleva põhjaveega. Kloriidide keskmine sisaldus (1974-1994) oli Nakimetsa allikate vees 9,3 mg/l ja Päeksal 9,5 mg/l. /34/. Seega sisaldab Lepasalu allikate vesi (42 mg/l – tabel 8) rohkem kui viis korda enam kloriide.

Käesolevas uuringus määratud allikavete kvaliteedi võrdlus analoogsetega annab kinnitust inimtegevuse mõjust Tallinna allikavete kvaliteedile. 2003.a. jäi suurvesi

tulemata, veerikkal ja keskmise veerikkusega aastail võib prognoosida veelgi halvemaid tulemusi. Tallinna linna sademed sisaldavad kloriide 3 mg/l.

Raskmetalle allikate vees on varem määratud ainult Pakritel.

4. HINNANG TEEÄÄRSETE ALADE KESKKONNASEISUNDI STABIILSUSE/MUUTLIKKUSE KOHTA

4.1. Raskmetallide sisaldus teeäärsete alade pinnases võrrelduna piirnormidega

Autotranspordist tulenev teedeäärne saastumine raskmetallidega on üldiselt tunnustatud fakt. Autoteedelt lähtuv raskmetallide voog kas sadestub teeäärsesse pinnasesse või lendub atmosfääri. Üks või teine leviku viis sõltub raskmetalliühenditest, millena ta lendub ja levib. Raskemateks on näiteks korrosioonisaadused ehk rooste, mis tavaliselt sadestub tee lähiümbruses.

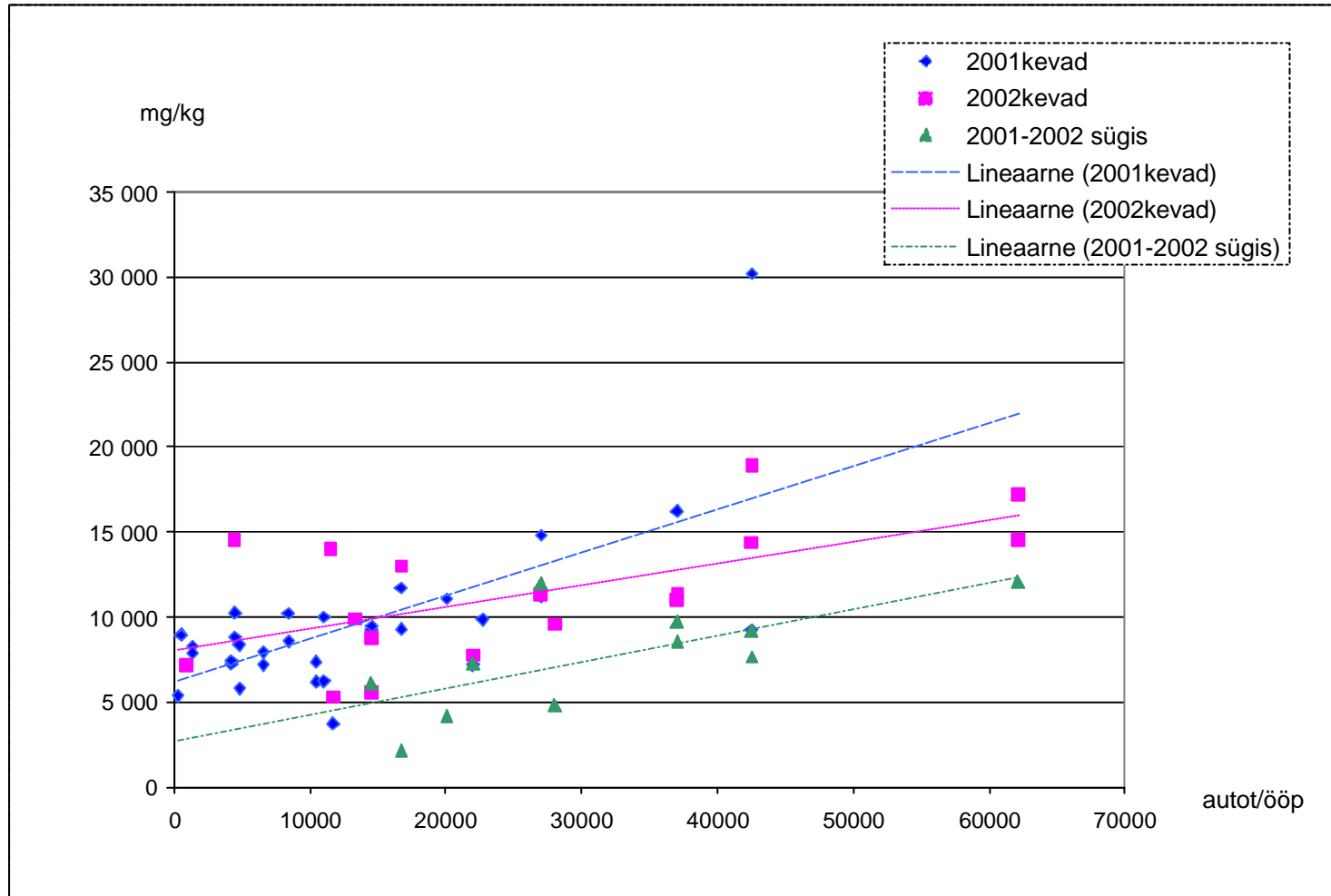
Raskmetallide leviku seaduspärasuste selgitamiseks on püütud leida sisalduste seost liiklussagedustega (autot(ööpäevas).

Raskmetallide sisaldused tabelist 6 koos varasemate aastate uuringute tulemustega on kantud joonistele 4 – 10.

Joonisel 4 on näidatud rauasisaldus teedeäärses pinnasekattes sõltuvalt liiklussagedusest. Rauasisaldused on määratud 2001 - 2002 kevadel ja sügisel /9/.

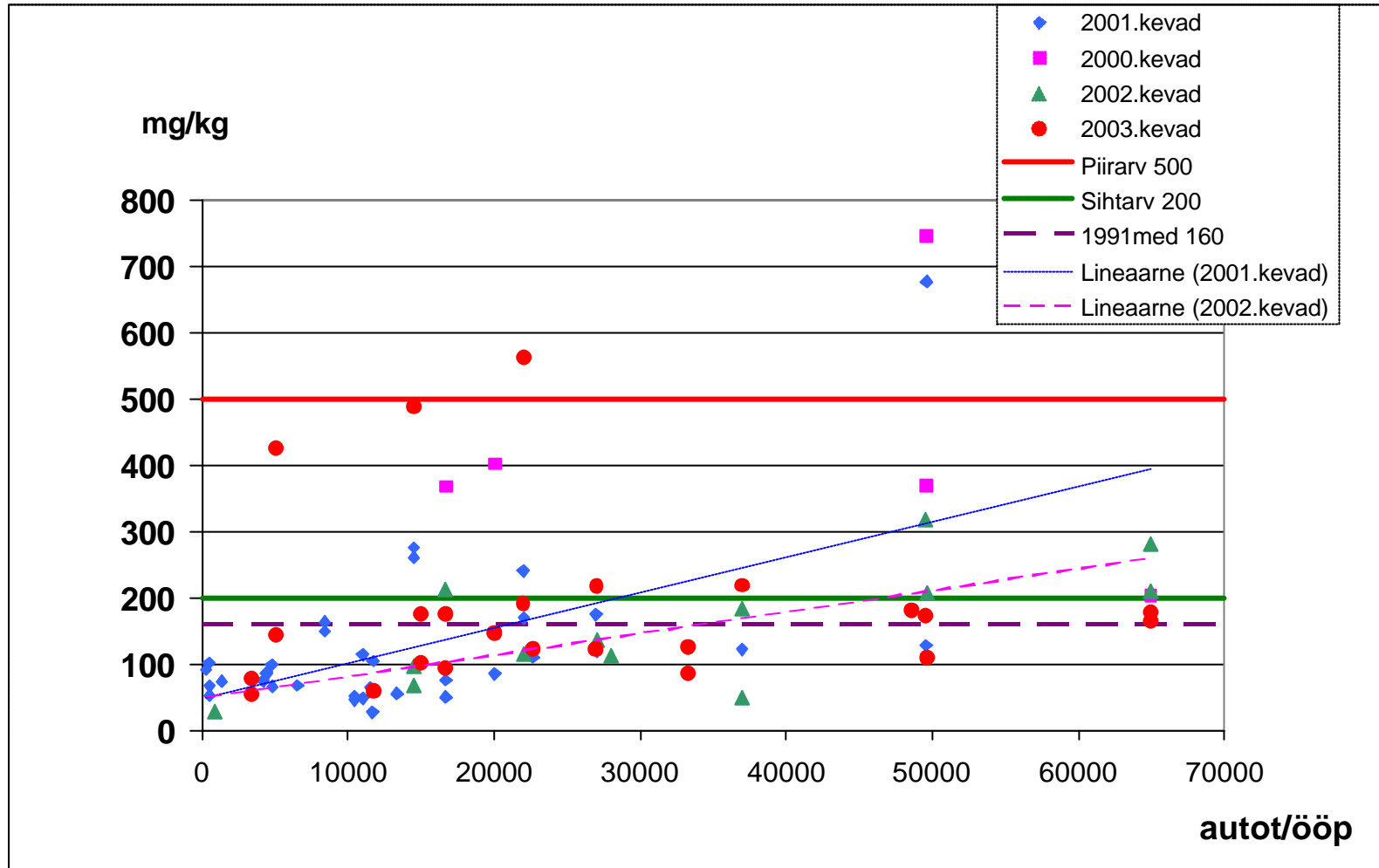
Joonistel 5, 6, 7, 8, 9 ja 10 on raskmetallide tsingi(Zn), plii (Pb), kroomi (Cr), vase (Cu), nikli (Ni) ja kaadmiumi (Cd) sisaldused sõltuvalt liiklussagedustest.

Andmed on liigitatud proovivõtu aastate kaupa, varasemates uuringutes olid andmed rühmitatud ka rühmadesse tee “lähiala” 3-8 m teekattest ja “kaugala” 20-30 m teekattest /9/.



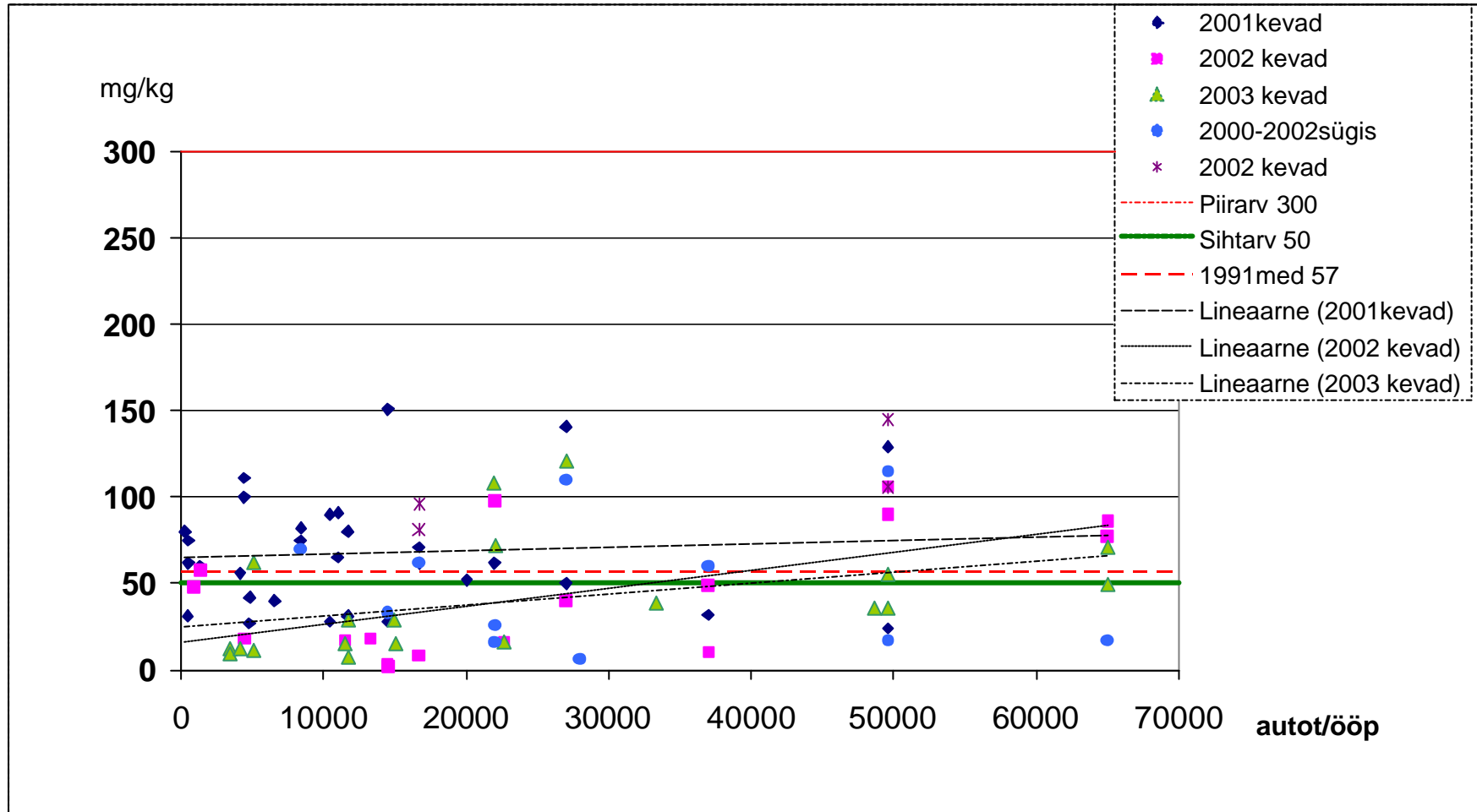
Joonis 4. Rauda sisaldus teeäärsete alade pinnases aastatel 2001-2002.

Rauda looduslik sisaldus: Eesti muldade keskmine 14 100 mg/kg, Tallinna ja lähikümbruse keskmine 5700 mg/kg /35/



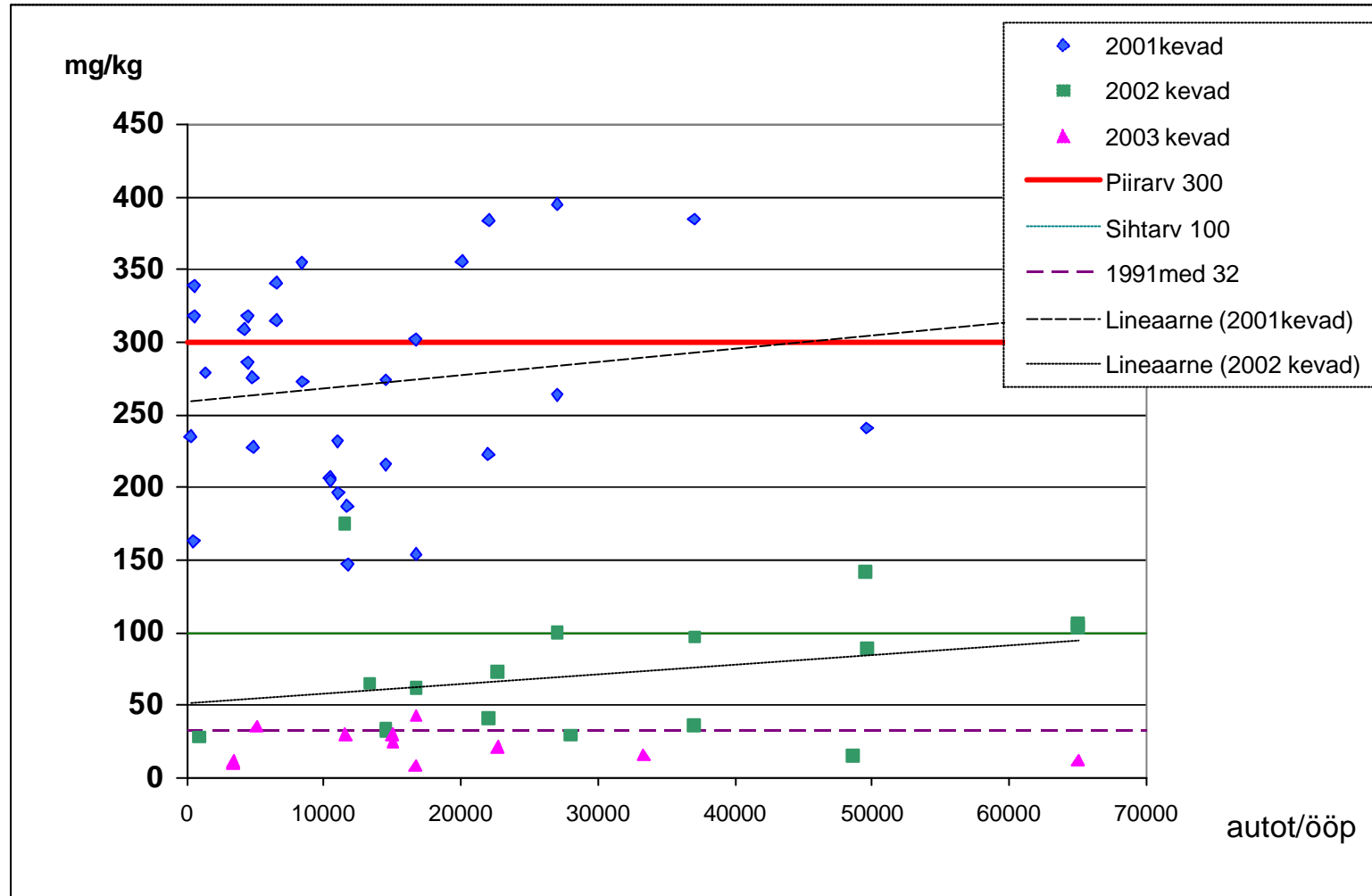
Joonis 5. Tsiingi sisaldus teeäärsetele aladele pinnases aastail 2001-2003.

Tsiingi looduslik sisaldus: Eesti muldade keskmine 37,3 mg/kg, Tallinn ja lähiumbrus 16,0 mg/kg /35/



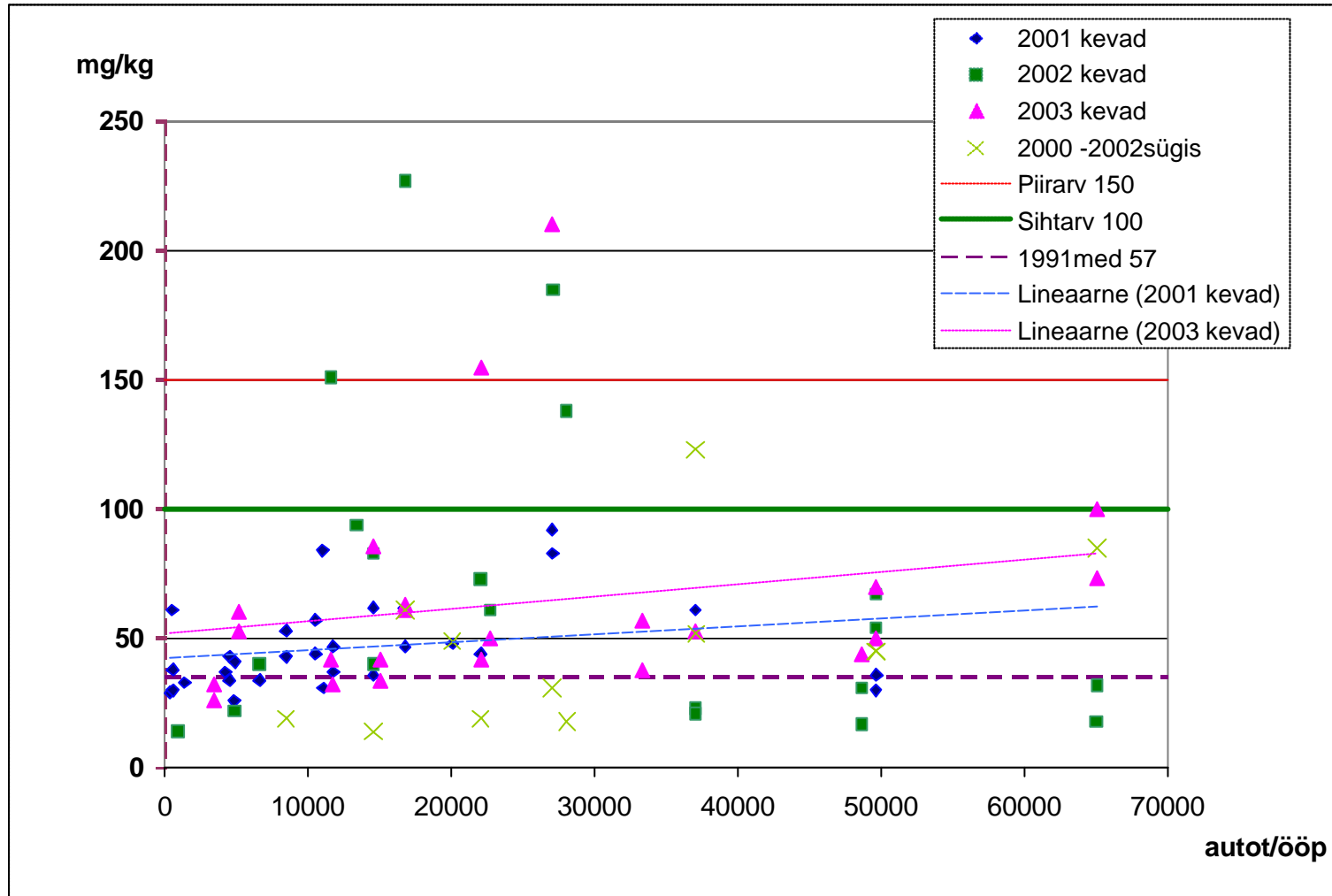
Joonis 6. Plii sisaldus teeäärsete alade pinnases aastail 2001-2003.

Plii looduslik sisaldus: Eesti muldade keskmine 16,4 mg/kg, Tallinna ja lähiumbruse 12,5 mg/kg /35/



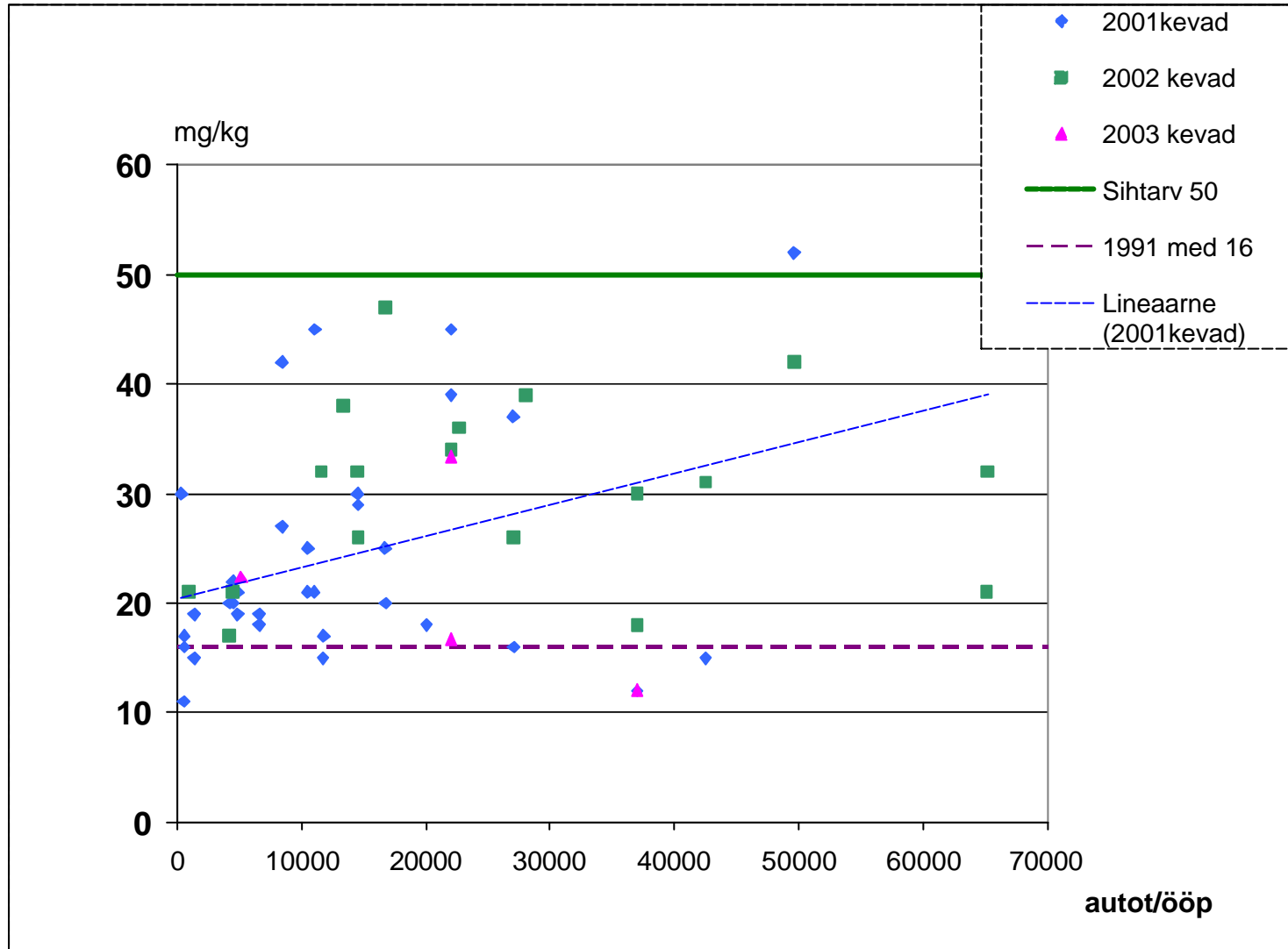
Joonis 7. Kroomi sisaldus teeäärsete alade pinnases aastail 2001-2003.

Kroomi looduslik sisaldus: Eesti muldade keskmine 42 mg/kg, Tallinna ja lähiumbruse 24,4 mg/kg /35/



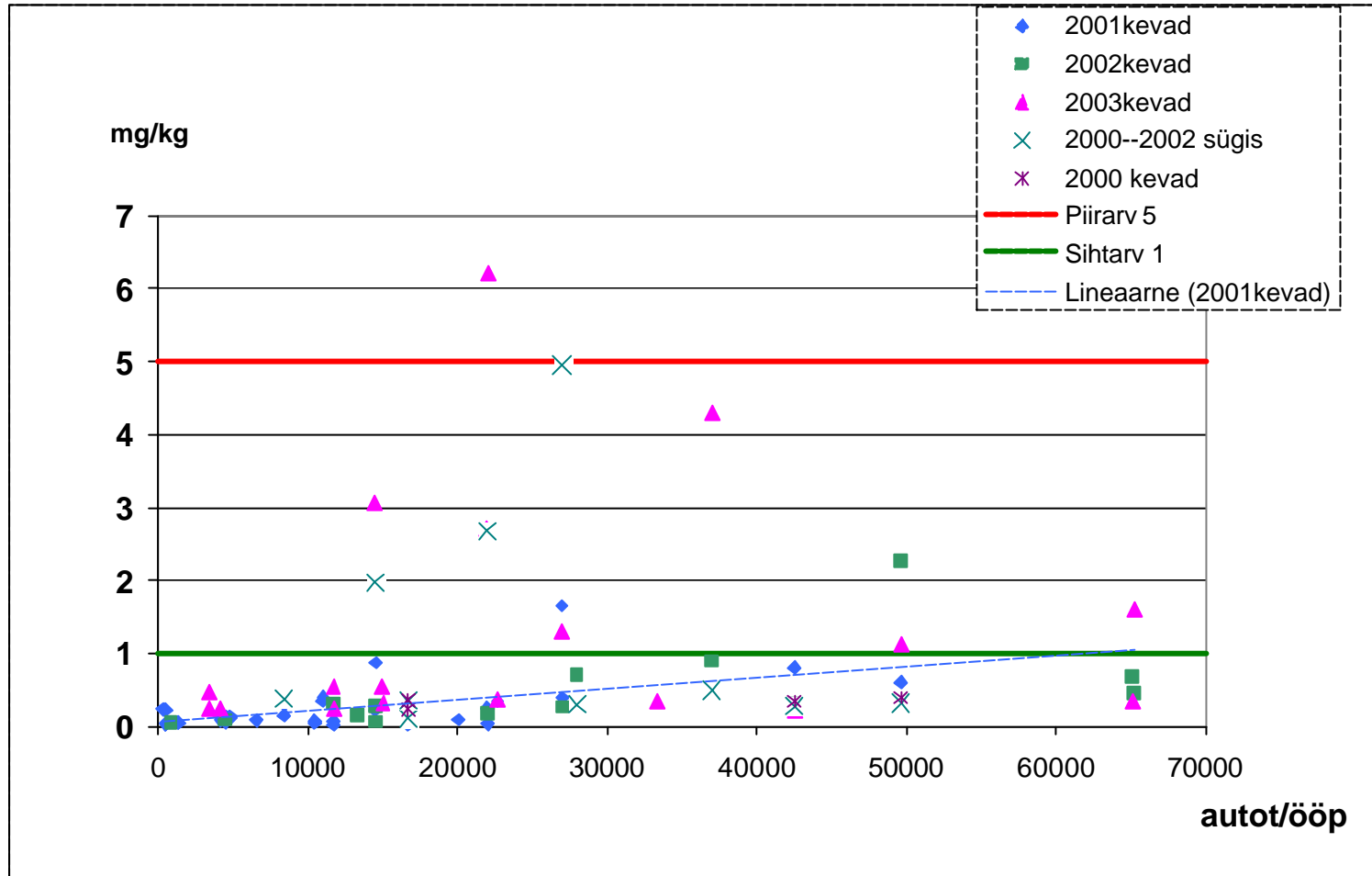
Joonis 8. Vase sisaldus teeäärsete alade pinnases aastail 2001-2003.

Vase looduslik sisaldus: Eesti muldade keskmine 10,6 mg/kg, Tallinna ja lähiumbruse 6,16 mg/kg /35/



Joonis 9. Nikli sisaldus teeäärsete alade pinnases aastail 2001-2003.

Nikli looduslik sisaldus: Eesti muldade keskmine 21,9 mg/kg, Tallinn ja lähiumbrus 16,4 mg/kg. 2002.sügisel teekattest 24 m kaugusel, 10 cm sügavusel Järvevana teel 109 mg/kg, Peterburi mnt ääres 116 mg/kg



Joonis 10. Kaadmiumi sisaldus teeäärsete alade pinnases aastail 2001-2003.

Kaadmiumi looduslik sisaldus: Eesti muldade keskmine 0,23 mg/kg, Tallinna ja lähikümbruse 0,23 mg/kg /35/

Ohtlike ainete nimistus olevate raskmetallide sisaldusi on võrreldud vastava raskmetalli siht- ja piirarvuga /4/ ning 1991.aasta TA uuringuis määratud raskmetallide keskmiste sisaldustega Tallinna keskalal, mida tookord nimetati “anomaaliaks” /14/.

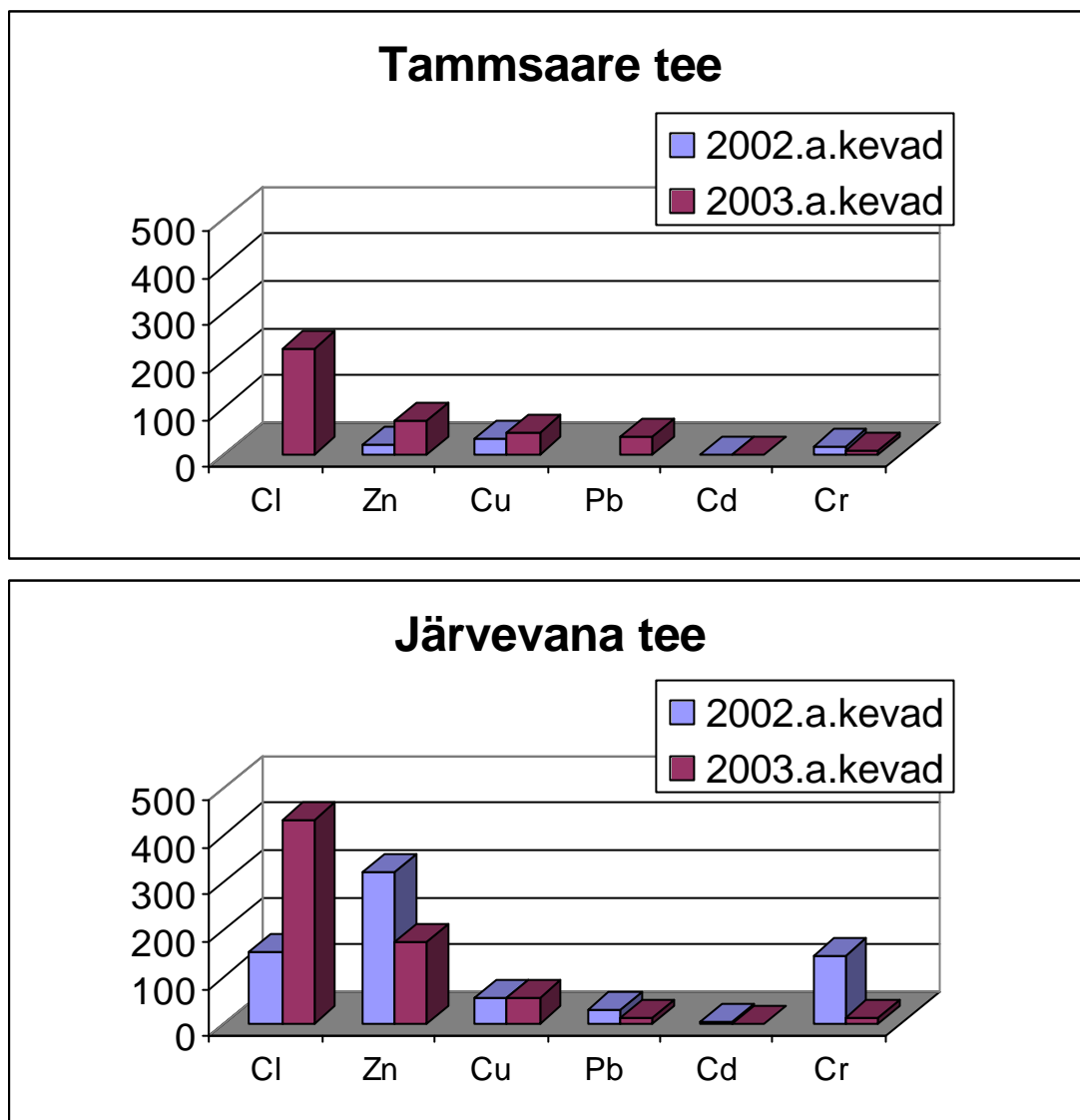
Vaadeldes raskmetallide sisaldusi graafikutel joonistel 5-10 ja arvestades tabelis 1 toodud keskkonnamatriksi, siis potentsiaalset riski keskkonnale võib põhjustada

nii	Zn (vt joonis 5),
	Pb (vt joonis 6),
	Cr (vt joonis 7),
	Cu (vt joonis 8),
kui	Cd (vt joonis 10).



Foto 3. Endla tänaval Kristiine keskuse ees ja Madara tänava otsal olid raskmetallide sisaldused praktiliselt samad (tabel 6).

Teeäärsetes pinnasekatteis määratud raskmetallide sisalduse analüüs näitab raskmetallide akumulereumist pinnases. Tallinnas vanade teede ääres on sisaldused kõrgemad kui uuemate teekatete ja uute haljastuste korral samadel liiklussagedustel (joonis 11).



Joonis 11. Raskmetallide sisaldus võib oleneda ajast, mil ala on olnud autoliikluse mõju all.

Huvitav ja vajalik oleks edaspidi jälgida näiteks Tammsaare tee äärsete alade saastatust, sest teeäärne haljastus on suhteliselt uus ja liiklussagedus kasvab kiiresti (2001.a. ~36900 a/ööp, 2003.a. juba ~48 000 a/ööp). Raskmetallide sisaldused on senistes uuringutes olnud suhteliselt madalad (ka raua sisaldus vaid 2138 –3668 mg/kg) võrreldes Järvevana tee, Peterburi mnt äärsete aladega.

2002. aasta uuringus olid elementide sisaldused liigitatud ka teest kauguse järele. Raskmetallide (Zn, Cr, Fe) sisalduste seos liiklussagedusega tuli selgemini esile just teest kaugemate proovide kontsentratsioonide põhjal ja liiklussagedustel üle 15 000 autot/ööpäevas laienes kontsentratsioonide varieeruvus lehvikukujuliselt /9/, mis annab põhjust oletada levikuala laiust üle 30m.

4.2 Raskmetallide sisalduste stabiilsus ja levikuala

Hinnangu andmiseks raskmetallide sisaldusele teedeäärises pinnase võrreldi 2001. ja 2003.a. määratud tulemusi. Nendel aastatel on piisavalt andmeid, et saada statistiliselt usaldusväärseid tulemusi. Võrdluseks kasutati andmeid, mis saadi kahel erineval kaugusel sõiduteest. Proovivõtukohtade kaugused rühmitusid teede lähialaks (3 – 8 m) ja kaugemal olevaks alaks (15-30 m), kusjuures tabelites tähistab esimest rühma kaugus 4m ja teist rühma 30m. Raskmetallidest on valitud antud ülevaates elemendid, millede kohta on mõlemal vaadeldaval aastal enam andmeid. Nendeks elementideks on tsink, plii, vask ja kaadmium. Raua ja nikli andmed on toodud ainult 2001 aasta kohta, sest nikli ja kroomi määranguid oli 2003.a. vähe.

2001.a. on vaatluspunktide arv $n = 22 - 25$ ja 2003.a. on see arv vastavalt 15 – 18. Tabelis 9 on esitatud elementide sisalduste aritmeetilised keskmised koos standardhälbega ja mediaanid (millest suuremaid või väiksemaid väärtusi esineb võrdse tõenäosusega). Kahtlemata on üldistusteks andmeid vähe.

Tabel 9

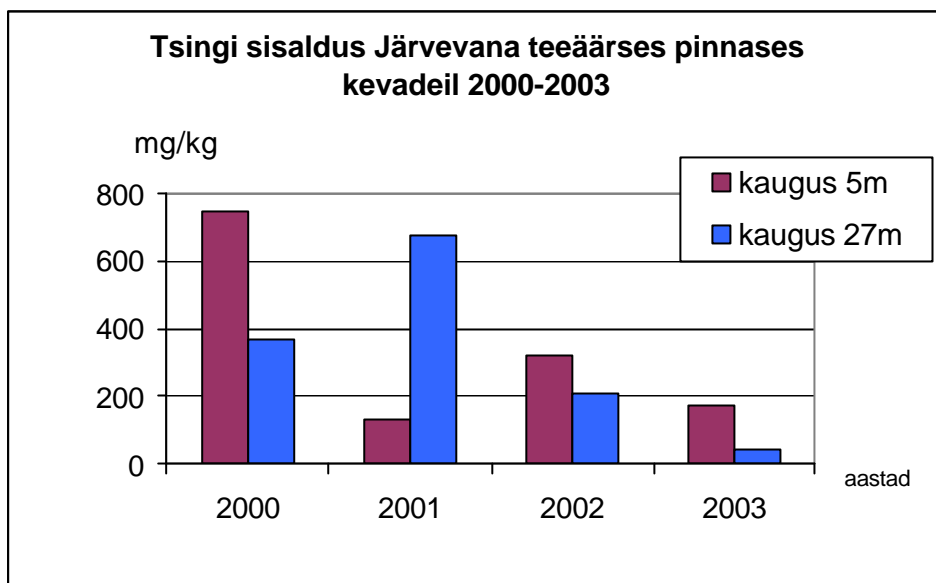
Raskmetallide sisaldused (mg/kg) teedeäärises pinnases kevadel aastatel 2001 ja 2003.(aritmeetiline keskmine \bar{x} , standardhälve SH ja mediaan).

Aasta	Kaugus teest, m	Zn			Pb		
		X	SH	mediaan	X	SH	mediaan
2001	4-8	125	73	115	51	33	32
	15-30	174	189	113	94	29	91
	keskmine	146	134	115	72	38	71
2003	4-8	151	55	169	39	33	32
	15-30	233	189	178	55	41	63
	keskmine	192	141	175	47	37	44
Aasta	Kaugus teest, m	Cu			Cd		
		X	SH	mediaan	X	SH	mediaan
2001	4-8	80	68	57	0,39	0,45	0,24
	15-30	74	57	47	0,32	0,27	0,33
	keskmine	77	62	55	0,36	0,37	0,28
2003	4-8	67	31	56	1,23	1,48	0,35
	15-30	95	59	75	2,03	1,99	1,3
	keskmine	81	48	61	1,63	1,75	0,81
Aasta	Kaugus teest, m	Fe			Ni		
		X	SH	mediaan	X	SH	mediaan
2001	4-8	9456	2995	9627	22	9	21
	15-30	10572	7446	8948	31	14	27
	keskmine	9963	5365	9284	26	12	21

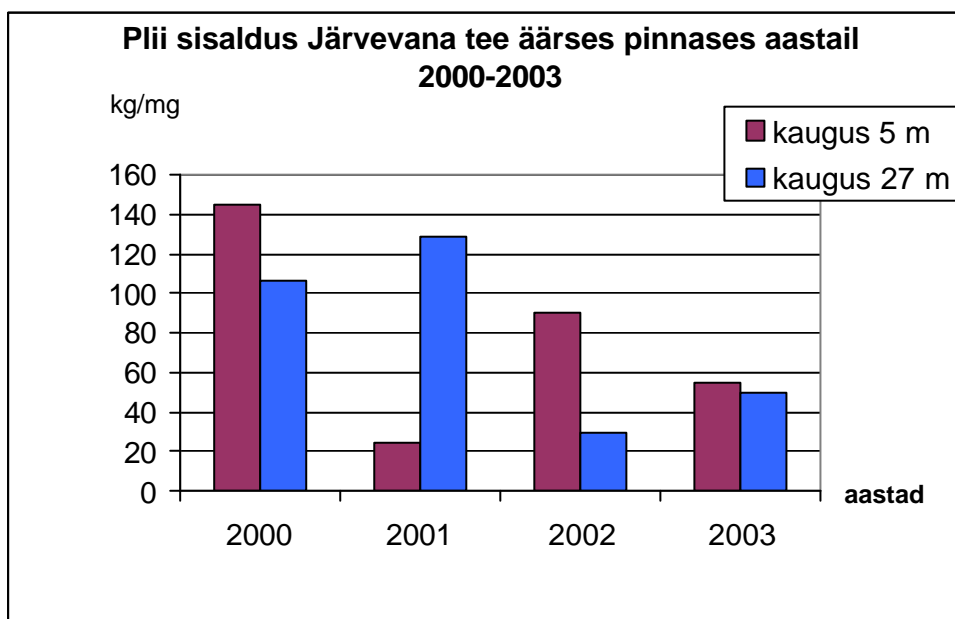
Tabeli 9 andmete põhjal nähtub, et 2003-ks aastaks on toimunud tsingi ja kaadmiumi puhul nende sisalduse tõus pinnases vastavalt mediaani kasvule lähialal (3-8m): Zn 47%, Cd 46%. Plii ja vase puhul muutusi pole toimunud. Kui aga vaadelda kaugemat piirkonda (15-30m), siis on tõusnud tsingi, vase ja eriti kaadmiumi sisaldus: Zn 58%, Cu 60%, Cd 277%. Plii sisaldus on võrreldes 2001. aastaga vähenenud 31% (arvatavasti levikuala oli laiem, 2003. a. kevad oli külm ja kuiv). Aritmeetiliste keskmiste võrdlus annab peaaegu samalaadse pildi elementide sisalduste muutusest, kuid suure tulemuste hajuvuse tõttu arvestades standardhälbeid, on vähema kindlusega väidetav.

Tabeli 9 andmetest võib näha ka raskmetallide kandumist teest kaugemasse rajooni. Mõlemal vaadeldud aastal on plii ja kaadmiumi sisaldus tunduvalt suurem teest kaugemal alal. Käesolevate uuringute raames kaugemalt kui 30m ei ole proove võetud, seega vajab levikuala veel täpsustamist. Tsingi ja vase puhul ei ole erinevusi kauguste vahel 2001 aastal. Mõningal määral on 2003. aastal nende sisaldused kaugemal alal kasvanud võrreldes lähialaga. Nii nikli kui raua puhul on raua sisaldus vähesel määral suurem tee läheduses ja niklil vastupidi (oletus! andmeid liiga vähe). Koobalti sisaldus oli kõikides proovides madal, proovide arv vähene, samuti määrati elementiesmakordselt.

Järgnevalt raskmetallide Zn ja Pb sisalduste võrdlus Järvevana tee ääres, Rae vallas ja Vabaduse puiesteel viimasel kolmel aastal.

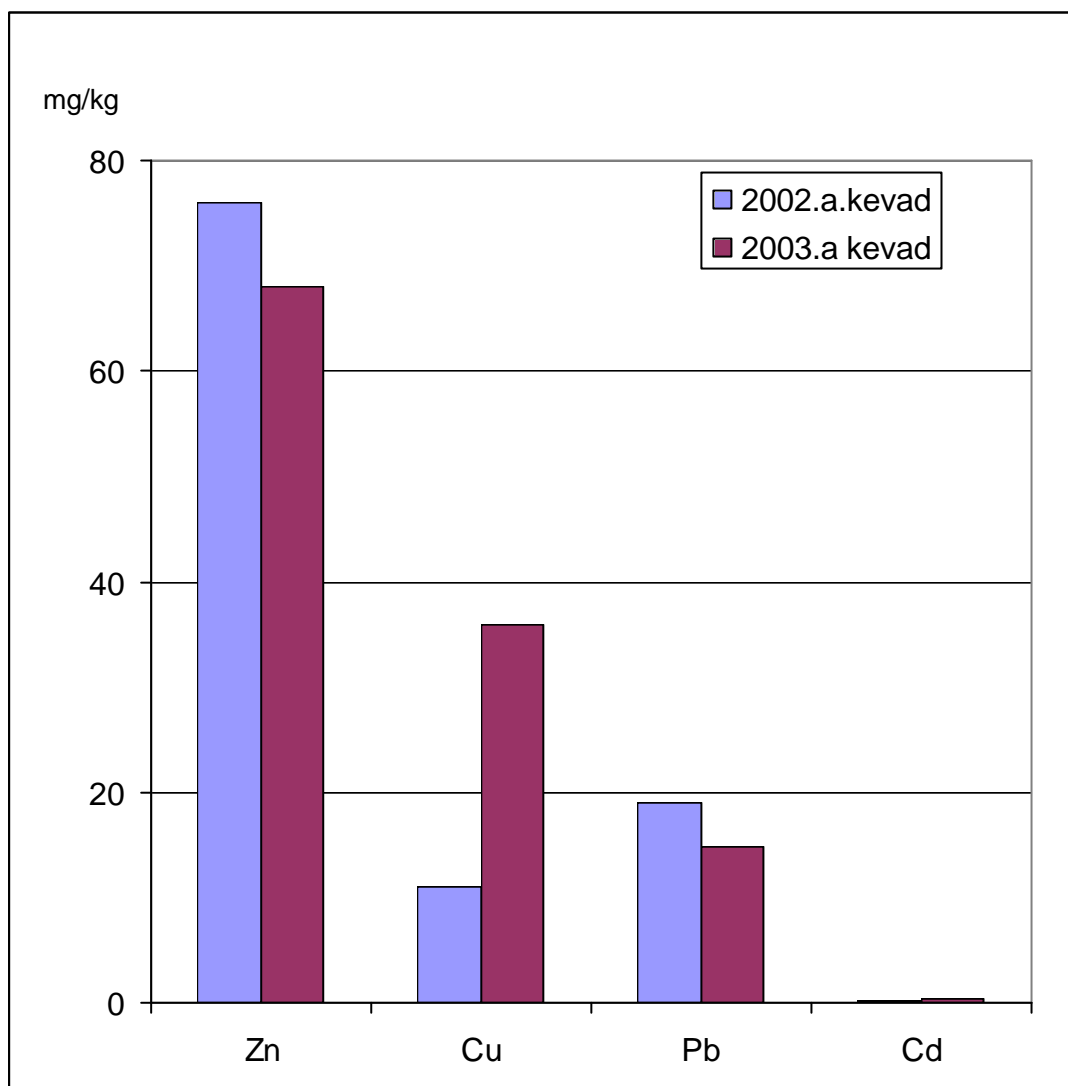


Joonis 12. Tsingi sisaldus Järvevana teeäärses pinnases 2000- 2003.a kevadel.



Joonis 13. Plii sisaldus Järvevana teeäärses pinnases 2000- 2003.a kevadel.

Jooniste 12 ja 13 näitavad 2003. a. kevadel tsingi ja plii madalamaid kontsentratsioone võrreldes varasemate uuringutega, kuiva ja külma tõttu võis ka levikuala olla laiem. Ülemiste järve vastasküljes, Rae vallas on raskmetallide kontsentratsioonid 3-4 korda väiksemad.



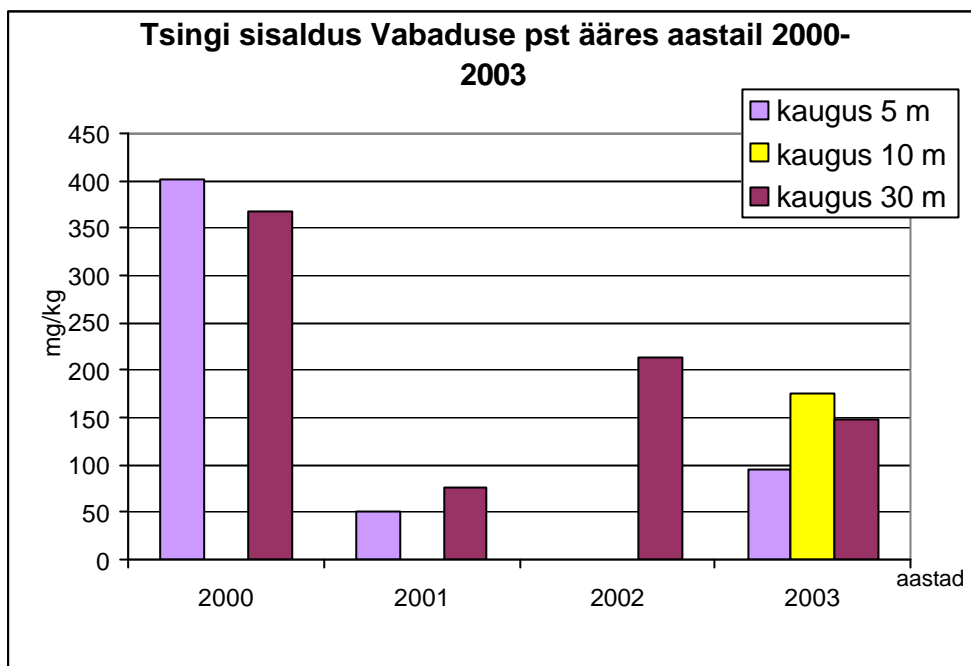
Joonis 14. Raskmetallide sisaldused Ülemiste kaitseala piiril Rae vallas 2002.a. ja 2003.a kevadel. Sihtarvud on järgmised : Zn 200mg/kg, Cu 100 mg/kg, Pb 50 mg/kg ja Cd 1mg/kg.



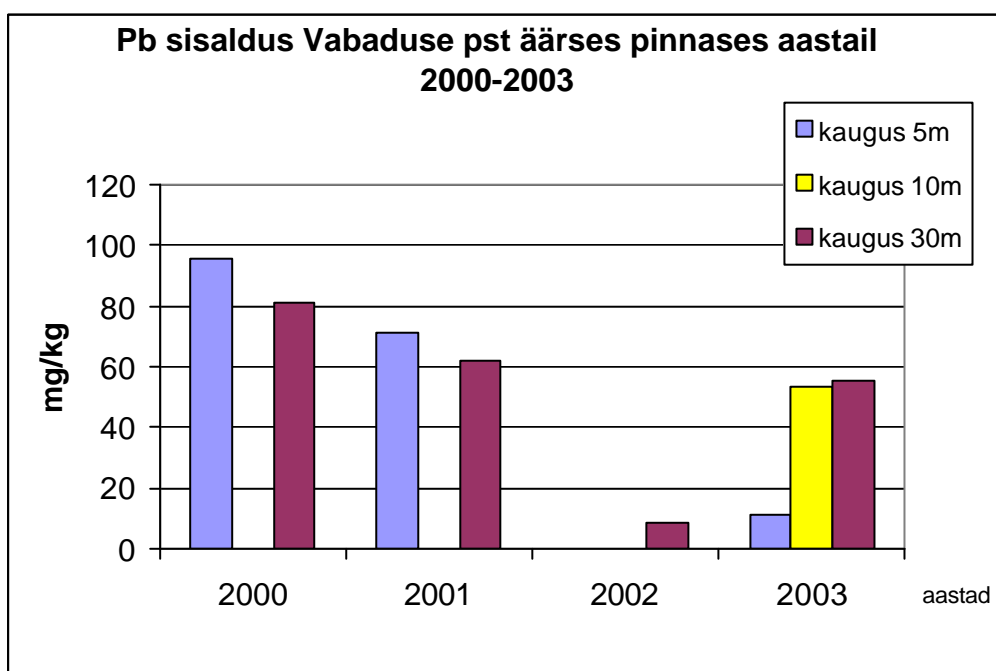
Foto 4. Pinnaseproov Rae vallas on võetud Ülemiste järve kaitseala piirilt.



Foto 5. Vabaduse pst rekonstrueerimistööde järel oli muutunud teeäärse pinnase iseloom.



Joonis 15. Tsingi sisaldus Vabaduse pst ääres pinnases 2000- 2003.a. kevadel.

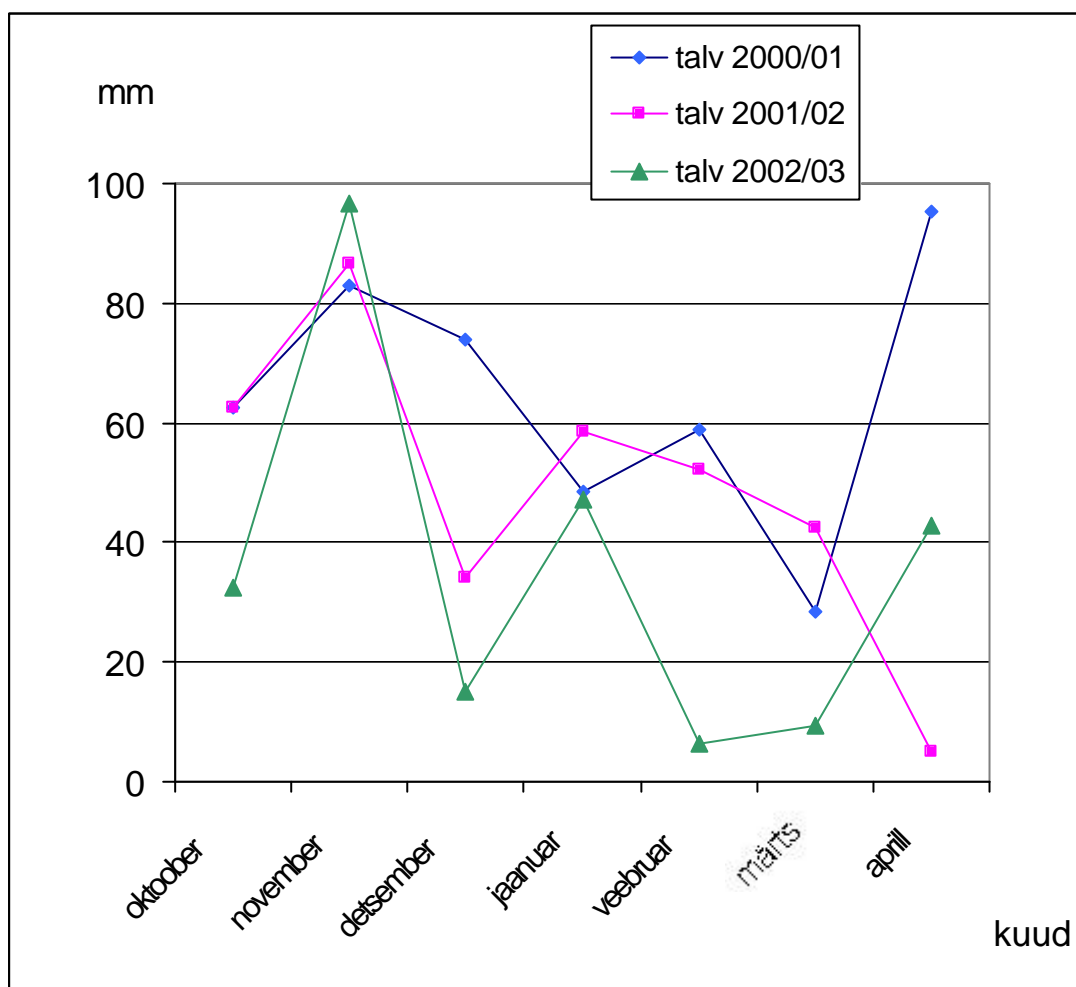


Joonis 16. Plii sisaldus Vabaduse pst ääres pinnase 2000 – 2003.a.kevadel.

2003.a kevadistes proovides oli raskmetallide kontsentratsiooni paljudes proovides väiksemad võrreldes eelmiste aastatega. Kliimatilised tingimused nagu sademed ja

maapinnatemperatuurid mõjutavad eriti peenemate osakeste levikut. Talv 2002/2003 oli külm, kuid veebruar- märts olid samaaegselt väheste sademetega (joonis 17), mis tähendab, et tuulel oli aega saastet teeäärest kaugemale kanda – maapind oli kuiv ja külmanud.

Proovid võeti talvel 2000/2001 - 29.03.2001
 talvel 2001/ 2002 - 11.02 ja 18.03-24.03.2002
 talvel 2002 /2003 - 18.03 – 30.03.2003.



Joonis 17. Sademed Tallinnas, talved 2000-2003.

Näited joonistel 12, 13, 15, 16 kinnitavad andmete vähesust raskmetallide levikuala määratlemiseks, lisaks on aastail 2000-2003 muutunud ka liikluskorraldus ja liiklussagedused. Liiklussageduste kasvamisel tuleb arvestada saaste levikuala laienemisega ligikaudselt sama arv korda kui kasvab liiklussagedus.



Foto 6. Tallinna piiril, Pirita jõe lähedal, Peterburi mnt ääres määrati raskmetallide sisaldus ka 10cm sügavusel, kus Cd ja Pb sisaldus oli suurem võrreldes sisaldusega 2cm sügavuselt võetud proovis.



Foto 7. 2003. a. Kuuli tn äärest 5m ja 15 m kauguselt võetud pinnaseproovide Zn ja Cd sisaldused olid ootamatult kõrged.

Igal aastal on olnud üllatusi, nagu 2003. a. Kuuli tn äärest võetud pinnaseproovidest määratud kõrged tsingi ja kaadmiumi sisaldused: tsinki 5m kaugusel teest 425 mg/kg, 15m kaugusel 145 mg/kg; kaadmiumi vastavalt 2,2 mg/kg ja 3,88 mg/kg.

Mitmetes proovivõtukohtades raskmetallide sisaldus ületab piirarvu just teest kaugenedes nagu näit. Narva mnt ääres: Zn leidus 5m kaugusel teest 191 mg/kg ja 15m kaugusel 562 mg/kg; Cd vastavalt 2,7mg/kg ja 6,2 mg/kg.

Etteantud proovide arvu juures ei olnud levikuala täpsemalt võimalik määrata, seega saastemäära kontrollimine on vajalik, et osataks juhendada keskkonnanormidega määratud sihtarvudest liikluskorralduse planeerimisel ja kogu transpordipoliitika planeerimisel, et pakkuda transporditeenust viisil, mis mõjutab ühiskonda ja inimese tervist nii vähe kui võimalik.

5 HINNANG VAJADUSELE KESKKONNAKAITSELISTE MEETMETE JÄRELE

5.1 Talvine libedustõrje ja naastrehvid

Igasugune rajatis, nii ka autoteed tekitavad looduskeskkonnas konflikte.

Eesti autoliiklusest kolmandik toimub Tallinnas, seepärast on teede talvehoolduse mõju keskkonnale analüüsitud Tallinna näite põhjal. Liiklusohutuse tagamiseks kasutatakse Eestis naastrehve alates 1992/1993 talvest, mil sõiduautodest oli naastrehvistatud vaid 23 %, 2001/2002 talvel oli naastrehvide kasutus 72,7%, talvejärgseid katendi remondikulutusi arvestati suures mahus.

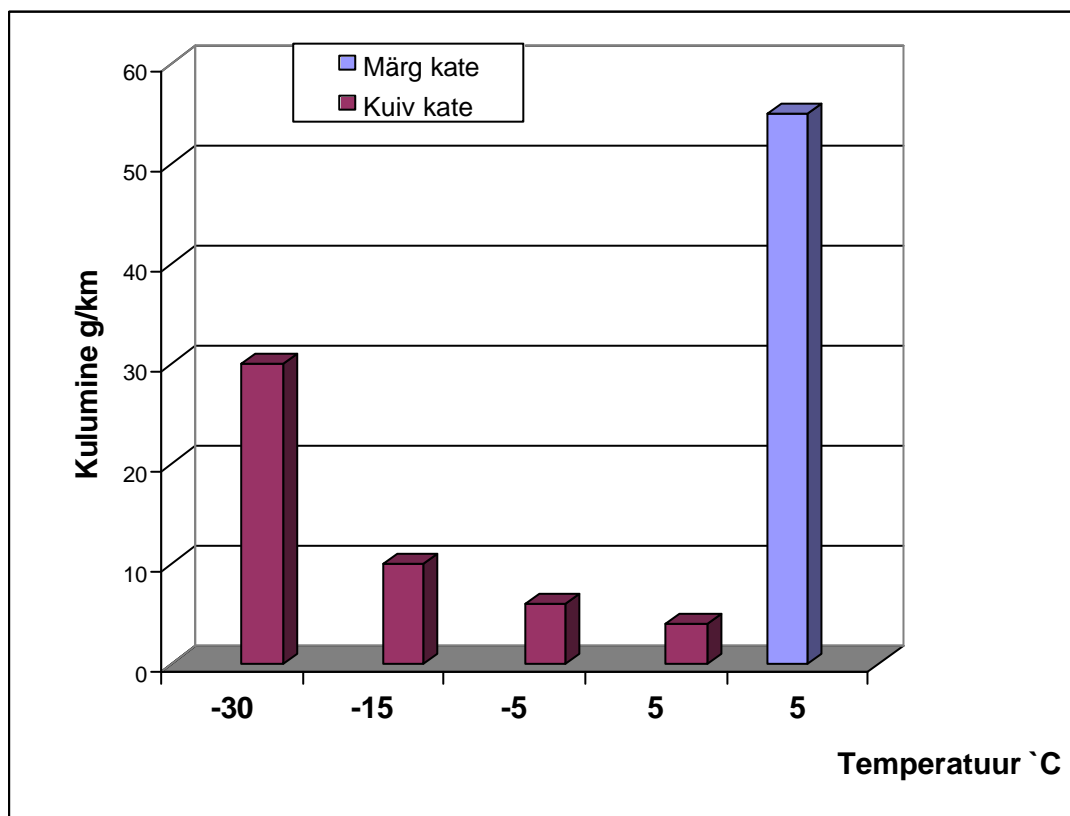
Naastrehvidega sõitmise tulemusena kuluvad teekatted mitu korda kiiremini kui tavarehvide kasutamisel. Juba 2-3 aastaga võivad tekkida katetele sügavad pikisuunalised kulumisjäljed, põhjustades vajaduse lappida või paigaldada uus kattekiht. Tallinnas tänavatel paljudes kohtades on roopad ulatunud katendi kulumiskihist läbi ja paljandunud on aluskiht /27/. Naastrehvidega varustatud sõiduauto rebib (kulutab) 100 kilomeetri läbimisel teekatte pinnalt lahti 2,2 - 3,5 kg mineraalmaterjali ja sideaine osakesi ning liiklussagedustel 1000 autot/ööpäevas arenevad teedel kulumisroopad sügavusega 3-4 mm/ aastas /30 /.

Paljud uurimused kinnitavad naastrehvide kasutamisega seonduvat negatiivset toimet.

Naastrehvid

- suurendavad märgatavalt teekatte kulumist,
- saastavad teed ümbritsevat keskkonda (tekitavad täiendavat tolmu, suurem kütusekulu ja talvine autode pesu),
- tekitavad vajaduse suuremateks kulutusteks tänavate korrashoiul, eriti kevadel.

Järgneval joonisel on toodud asfaltbetoonkatte kulumine sõltuvalt teekatte temperatuurist ning võrdlus kuiva ja märja katte kulumise erinevusest. Katteks on asfaltbetoon AB 20/IV, bituumeni sisaldus 5,9 %, bituumen B190, kivimaterjaliks graodioriit. Nagu jooniselt näha, on asfaltbetoonkatted eriti kulumisaldid madalatel temperatuuridel, mil nad muutuvad rabedaks ja märjana. Märj teekate kulub keskmiselt 3-5 korda kiiremini kui kuiv kate.



Joonis 18. Asfaltbetoonkatte kulumine sõltuvalt temperatuurist ja niiskusest.

Asfaltkatte kulumist temperatuuril $+5^{\circ}\text{C}$ arvestatakse märja katte korral 55 g/km ja kuiva katte korral 4 g/km. Naastrehvid kulutavad märga asfaltbetoonkatet enam, märja ja kuiva teekatte kulumise erinevused võivad olla $+5^{\circ}\text{C}$ juures 10 kordsed!

Nagu selgus juba 1969. aastal läbiviidud uurimuste käigus, vesi mõjub igal juhul proovikehadele tugevust vähendavalt, külmumisvastaste reagentide kasutamisel teekatted püsivad märgadena ka alla 0°C temperatuuridel, millal ilma nende kasutamiseta kate oleks kuiv.

Naastrehvil kuluvad kummid ja naastud kiiremini just puhta ja märja katte puhul. Teekatete, kummide ja naastude kulumisel tekivad osakesed, mis kleepuvad autodele, jäävad teedele või pritsitakse teeäärsetele aladele ja mis kuivades moodustavad märkimisväärse osa tolmust. Linnade õhu tolmusisaldus on probleemiks ka näiteks Helsingis, kus peetakse kevadise teetolmu põhjustajaks teepindade kulumist auto naastrehvide tõttu ja liiva peenendumist sõiduteel / 26/.

Tallinna tänavatel naastrehvide kasutamisega teekattest rebitud mineraalmaterjali ja sideainete osakeste ligikaudse aastase koguse saame arvutada. Naastrehvidega läbisõidetud kilomeetrid on määratud kasutades TTÜ Teedeinstituudis teostatud autode aastase keskmise läbisõidu arvutusi. Naastrehvide kasutusajaks on võetud 130 päeva aastas ja on arvestatud, et 80% sõiduautodest (2001.a. 72,8%) kasutab naastrehve /27/.

Tabel 10

Naastrehvide kasutamisega tekitatud tahkete osakeste kogus talvel Tallinnas.

Aasta	Sõidu- autode arv	Naast- rehvidega sõidu- autode arv	1 auto läbisõit km/a	1 auto naast- rehvidega läbisõit km/a	Kokku naast- rehvidega läbitud kilomeetrid	Tahkeid osakesi kg/ 100km	Tekitad tahkete osakeste kogus aastas tonnides
1997	154 604	123 683	6294	2 273	281 131 450	1,0	2 811
		(80 %)				2,2	6 185
						3,0	8 433
2001	159 366	115 859	8079	2917	337 960 700	3,0	10137
		(72,7%)				2,2	6 759

Arvestades, et pooltel 130-st päevast on kate kuiv ja pooltel märg, on tekitatud tahkete osakeste kogus keskmiselt 3,0 kg/ 100km kohta.

Tabelis 10 on näidatud aastatel 2001 ja 1997 Tallinnas naastrehvide kasutamise tõttu tänavkatteist lahtirebitud mineraalmaterjali ja sideainete osakeste kogused, oletades märja teekatte olemasolu erinevail arvul päevadest talvel.

Jooniselt 18 näeme, et lahtirebitud osakeste kogused võivad erineda suurtes piirides olenevalt ilmastiku tingimustele ja kasutatud kloriidide kogustele suurtes piirides.

Arvestatavaks peab pidama Tallinna tänavatel lahti rebitud tahkete osakeste kogust 8,4 tuh. tonni 1997.aastal ja 10,14 tuh. tonni 2001.aastal. Kui palju arvatud kogustest kleepub autode külge, kui palju satub ümbritsevasse keskkonda, kui palju sealt õhku tõuseb ja kui suur osa on sissehingatavaid PM₁₀ osakesi, ei ole Eestis uuritud. Liiklusest põhjustatud PM₁₀ sisaldust välisõhus üle 10 µg/m³ peavad Austria, Prantsusmaa ja Šveitsi uurijad ohtlikuks rahva tervisele.

Õhu suurenenud tolmusisalduse üheks põhjuseks on autoliiklus, selle tahkete osakeste määramisel peetakse silmas peamiselt autode väljalasketoru emissioone. Saastekoguste hindamine toimub sõltuvalt autoliikidest, kütusekulust ja sõidurežiimist.

Näiteks 1997. aastal oli Tallinna linnaliiklusest tulenev saaste Soome Riikliku Tehnilise Uurimiskeskuse poolt sooritatud saastearvutuste kohaselt 395 428 tonni saasteaineid (millest CO₂ saastekogus moodustab 94 %, tahked osakesi oli suhteliselt tühine osa - 294 tonni, jne.) / 25/.

Selge aga on, et mitteväljalasketoru emissioonid ja teekatete kulumisest ning hoolduspraktikast põhjustatud saaste võib olla (olenevalt võrdluskohtadest) tunduvalt suurem autode väljalaske emissioonidest .

Ka muude maade kogemuste põhjal on tolmu tekitamisel oluline osa naastrehvide ja teekatte vastastikusel kulutaval toimel.

Soomes arvatakse teepinnast tekkivat tolmu ~ 300 000 tonni aastas. Tolmu koostise uuringutes rõhutatakse selgelt lumetõrje soolade sisaldust tolmus. Samal ajal peetakse

autoliiklust ka paljude raskmetallide (vask, kroom, nikkel, volfram, titaan, mangaan, tsink) sisalduse põhjustajaks tolmus /7/. Teeäärsete pinnaste suurem saastatus raskmetallidega, muude aladega võrreldes, kinnitab oletust.

Autoliiklusega kaasnevad keskkonnaaspektid on Põhjamaade uuringuis luubi all.

Tabel 11 näitab ilmekalt, kuidas talvisel ajal kloriididesisalduse kasvuga koos lisandub muu saaste sisaldus sademevees, seda perioodidel kui toimub soolatamine. Tsingi ja süsivesinike kontsentratsioonid on küllalt kõrged.

Tabel 11

Väljavõte sademevete analüüside tulemustest Taanis, talv 1998/99 /10/

(Vejenbrood, 29 000 autot/ööpäevas)

	Zn, µg/l	Pb, µg/l	Cl', µg/l	Sum PAH, µg/l	Total CH, µg/l
Juuli	69	8	3	< 0,22	4 900
August	75	8	4	< 0,22	4 700
September	68	9	5	< 0,22	5 000
Oktoober	47	12	4	< 0,21	3 900
November	455	11	1500	< 0,36	5 500
Detsember	144	18	2500	< 0,84	12 000
Jaanuar	210	25	1500	2,0	12 000
Veebruar	330	46	3700	3,6	19 000
Märts	170	21	1200	2,5	8 400
Aprill	75	13	210	< 0,42	1 100
Mai	52	8	17	2,5	680
Juuni	180	29	5	2,0	1 200

Suurem osa saastest (välja arvatud kloriidid) akumuleerub huumushorisondis, osaliselt lahustub ja kandub sademeveega pinnase- ja edasi põhjavette.

Eelpool kirjeldatu näitab vajadust keskkonnakaitseliste meetmete järele - ülesanne on leida libedustõrje kahjulikku toimet vähendavaid vahendeid.

Keskkonna seisukohalt on ainuõige vähendada saaste tekkimist – antud juhul on see võimalik vaid koostöös transportsektoriga

Naastrehvide kasutamisest saadav sääst on oluline liiklejale, naastrehvide kasutamise maksustamisega saaks katta teekahjustustega seonduvad kulud, kuid keskkonna saastumisega ja rahva tervise halvenemisega kaasnevad kulud on analüüsimata.

Eesti tingimustes säilib lumekate üksikutel aastatel kuni 4,5 kuud. Lumekate on võimeline pika ajavahemiku jooksul koguma endasse sadestuvaid kahjulikke aineid. Lumekatte uuringutel on täita oluline osa keskkonnaseires. 2003. aasta kevadel määrati teeäärsest lumevallist võetud lume tahkest jäägist kloriide näit. Endla tn Kristiine keskuse juurest 1700 mg/kg, Õie tänavalt 2100 mg/kg, Pärnu mnt Järvelt 2880 mg/kg.

Vajadus koostööks transpordisektoriga

Nii Eestis kui Soomes on uuritud kloriidide kasutamise võimalikku vähendamist koos naastrehvide kasutuse piiramisega. Vaatamata teehoolde, ümbritseva keskkonna ja autode korrosiooni-alaste kulutuste kahanemisele seoses soolatamise ning naastrehvide kasutusmäära vähenemisega Soomes, on täiendavatest liiklusõnnetustest tulenevad kulutused sedavõrd suured, et ühiskondlik summaarne efekt arvatakse olevat negatiivne.

Tallinnas on Liiklusohutusameti statistika põhjal märgata õnnetusjuhtumite arvu vähenemist libedate teeolude korral ja seda seostatakse naastrehvide laialdasema kasutuselevõtuga (vt joonis 2, ptk 1.1).

Keskkonnariski ennetamiseks on vajalik regulaarne ja süstemaatiline kloriidide kasutuse analüüs, mis sisaldaks keskkonnategevuse tulemuslikkuse indikaatorid.

5.2 Kloriidide kõrgeenenud sisaldus pinnases ja põhjavees

Kloriidide kasutamine talviseks libedustõrjeks suurendab ka muu saaste sisaldust teedelt äravoolavas sademevees, teedeäärse pinnases ja lõpuks põhjavees.

Piirkonna looduslikest geoloogilis-hüdrogeoloogilistest iseärasustest ja suurest tehnogeensest koormusest tulenevaid probleeme jälgitakse põhjavee seire abil. Kloriidide kõrgendatud sisaldus kohtades, kus selleks ei ole looduslike eeldusi, on

põhjavee reostumise näitajaks. Nii on teede ja transpordi mõju põhjavee seisundile aktuaalne probleem.

Juba on näha kloriidide sisalduse kasvutendentsi põhjavees (loodetavasti vaid kohati), mis näitab teede soolatumise negatiivset mõju keskkonnale.

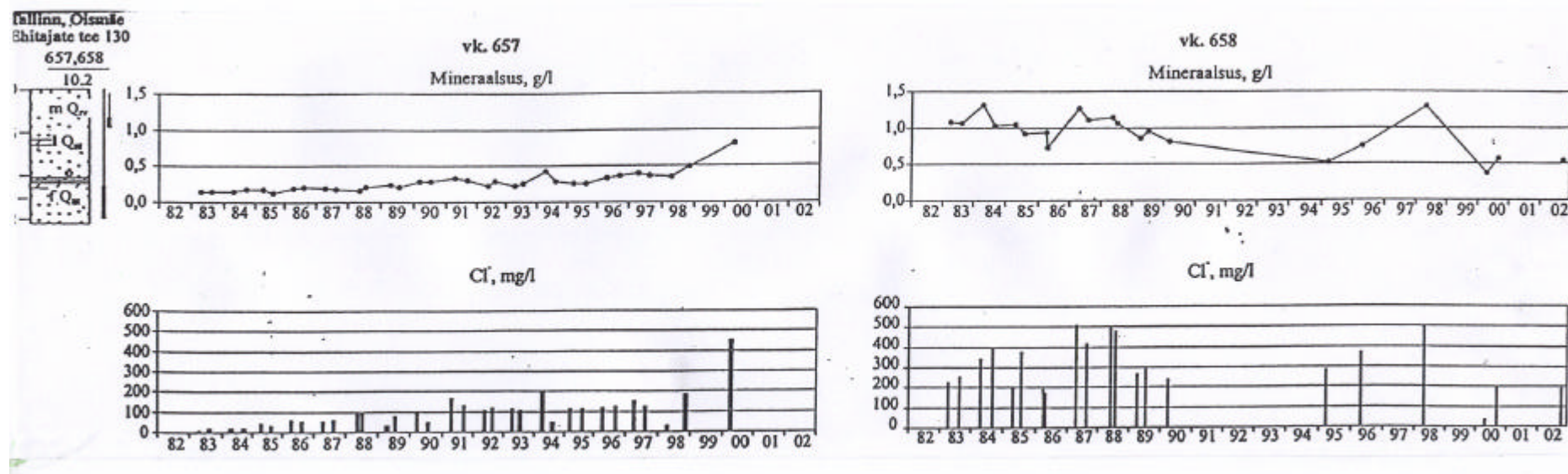
Joonisel 19 on näha, et magistraalteede ääres lume sulamisperioodi järel on põhjavee kloriidide sisaldus kuni 500 mg/l (vaatluskaev 658). Samal ajal oli kõrvalasuvast 10 m sügavuses vaatluskaevus 657 (mis avab Kvaternaari survealist veekihti) põhjavee kloriidide sisaldus mitu korda väiksem. Kuid selles vaatluskaevus on täheldatud kloriidide sisalduse suurenemist aasta-aastalt. 1998. aasta novembris võetud veeproovis oli Cl⁻sisaldus 187,5 mg/l, 2000.a. kevadel aga isegi üle 400 mg/l, mis annab tunnistust kloriidide migratsioonist läbi vett suhteliselt vähe läbilaskvas plastilise savi kihi. /9/.

Joonisel 19 näidatud piirkonnas maapinnalt esimese veekihi kloriidide kõrge nendunud kontsentratsioon (Cl⁻ 25 mg/l oleks taunitav) võib olla libedustõrjel soola kasutamise tagajärg.

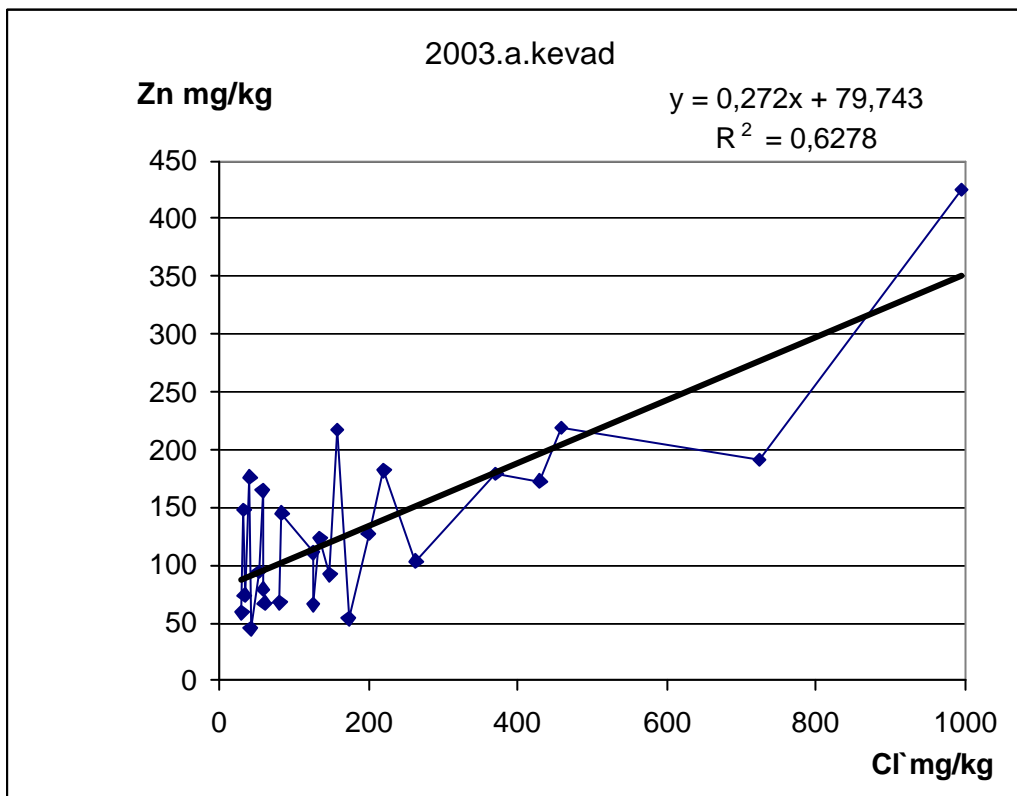
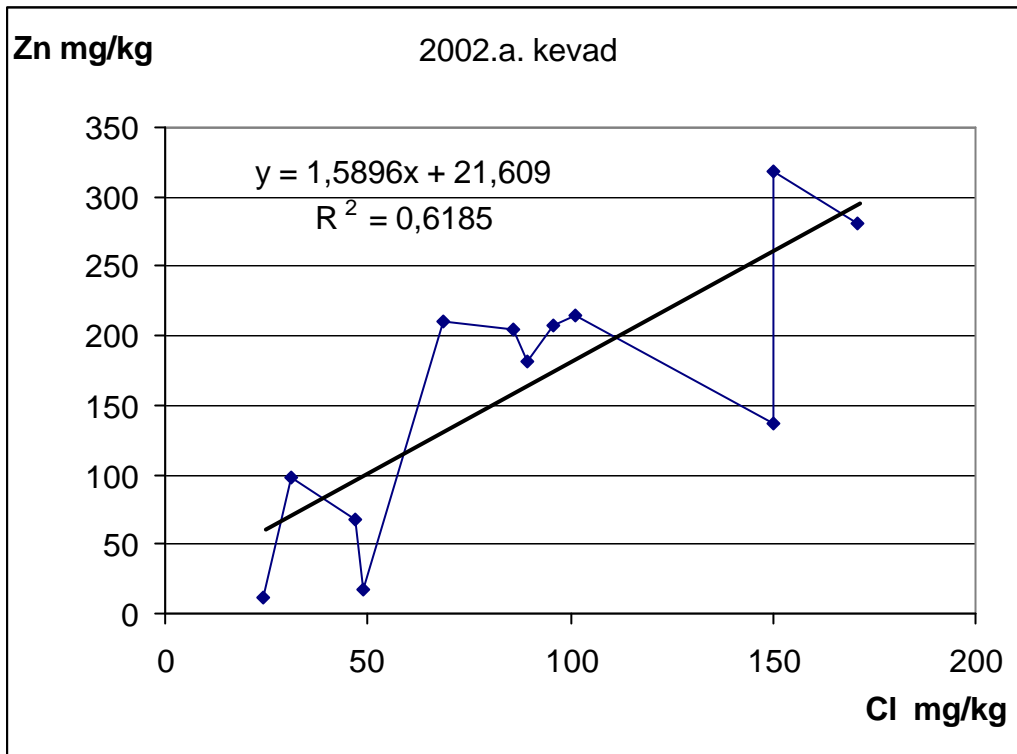
Tallinna põhjavee keemiline koostis on väga tundlik pindmise reostuse, eelkõige teede hooldamiseks kasutatavate kloriidide suhtes. Seda asjaolu tuleks rohkem arvestada autoliikluse ja maanteehoolduse korraldamisel, sest autoliiklusel on tiheda liiklusega piirkondades tähelepanuväärne osa õhusaastes, saaste pestakse sademetega pinnasesse, sealt põhjavette. Soolatavate teede piirkonnas põhjavee toitealal peaks kloriidide sisalduse sihtarv põhjavees olema 25 mg/l, et muude kloriidide kõrge nendunud sisalduse põhjuste puudumisel, jälgida teede talvehoolduse keskkonnamõju ja kui vaja kehtestada nõuded.

Joonisel 20 on näidatud TTÜ Teedeinstituudi uuringutes saadud seos talvehoolduse järel pinnases esinevate kloriidide ja tsingi sisalduste vahel.

Joonisel 19 näeme kloriidide tõusutrendi põhjavees ja joonisel 20 on näidatud, et kehtib tugev korrelatsioon Cl⁻Zn, mis koos tähendab, et on vaja kontrollida kloriidide koguseid libedustõrjel.



Joonis 19. Põhjavee keemilise koostise muutused Ehitajate teel /Eesti Geoloogiakeskuse andmed/.



Joonis 20 Kloriidide lisandumisel kasvab tsingi sisaldus pinnases.

Seega autoosade, kummide jne ja teekatete kulumisega kaasnev võimalik keskkonnarisk võib ohustada põhjavett.

Euroopa Parlamendi ja EN Direktiivi 2000/60 EÜ Art. 5 p.1 nõuab, et iga valgala piirkonna kohta tehakse ülevaade mõjust, mida inimtegevus avaldab pinnavee ja põhjavee seisundile (maakasutuviiis valglas, millest põhjaveekogum toitub, sealhulgas saasteainete sissevool).

Edaspidiseks keskkonnariski hindamiseks on vaja omada ülevaadet pinnase- ja põhjavee seisundist.

Kloriidide sisalduse sihtarvuks majanduslikest kaalutlustest ja teedevõrgu tihedusest lähtudes on Hollandis, Soomes 25 mg/l /6/. Tabelis 12 on toodud mõningate Eestis kehtestatud siht- ja piirarvude võrdlus Hollandis kehtestatud siht ja piirarvudega, milliseid kasutati POLMIT- projekti tulemuste hindamisel /6/.

Tabel 12.

Pinnase ja põhjavee siht- ning piirarve

	Pinnas mg/kg				Põhjavesi µg/ l			
	Eesti normid /4/		Hollandi normid /6/		Eesti normid /4/		Hollandi normid /6/	
	Sihtarv	Piirarv Eluts./tööstus	Sihtarv	Piirarv	Sihtarv	Piirarv	Sihtarv	Piirarv
Kloriidid							25 000	200 000
Cd	1	5/ 20	0,8	12	1	10	0,4	6
Cr	100	300/ 800	100	380	10	200	1	30
Cu	100	150/ 500	36	190	15	1000	15	75
Pb	50	300/ 600	85	530	10	200	15	70
Zn	200	500/ 1500	140	720	50	5000	65	800

Maapinnalt lähima, s.o. pealmise põhjaveekihi **kloriidide sisalduse muutumise trend põhjavees on oluline keskkonnanäitaja/ indikaator** talvehoolduse tagajärgede hindamisel.

Lisaks vaadeldava piirkonna valgla põhjavee kloriidide sisalduse seirele on vajalik jälgida libedustõrjel kasutatud kloriidide koguseid.

Kokkuvõte:

Põhjaveekaitse seisukohalt vajab lahendamist teede talvehooldusega kaasnev probleem **Riski hindamine + Kloriidide kogused**

Andmete kogumist ja andmete analüüsi teede soolatamise tagajärgede hindamiseks võib kasutada eelnevate põhjaveekaitseks vajalike tegevuste planeerimisel.

Joonisel 21 esitatud põhimõttelisel skeemil on põhjavee kvaliteedi jälgimiseks kloriidide kontsentratsioon põhjavees jagatud kolmeks :

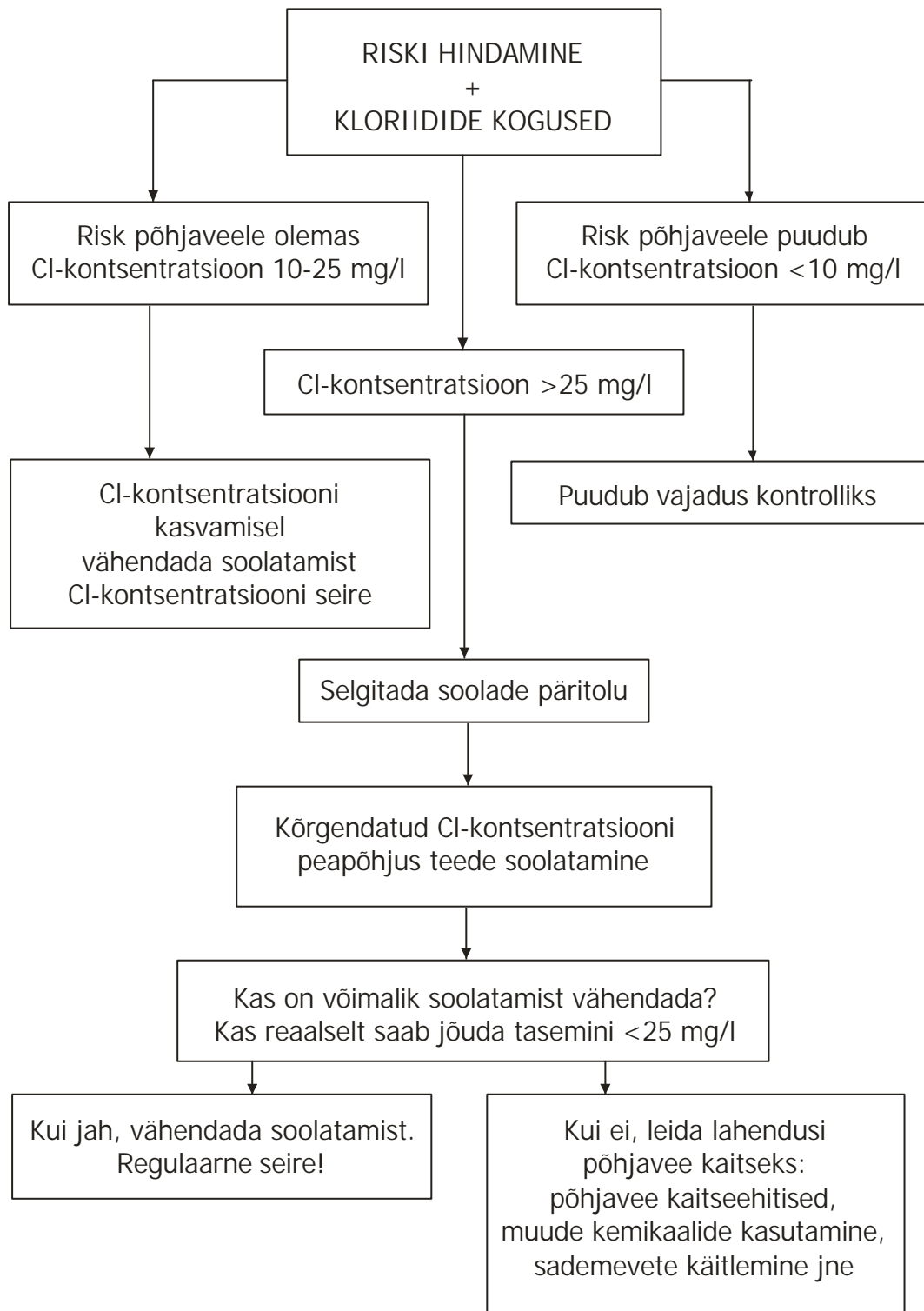
Cl- kontsentratsioon < 10 mg/l,

Cl – kontsentratsioon 10-25 mg/l

Cl – kontsentratsioon \geq 25 mg/l,

et liigitada soovitava seire vajadus ja kohustuslikkus keskkonnriski hindamis-
metoodika koostamiseks.

Optimum liiklusohutuseks ja keskkonnasäästuks eeldab jäätumisvastaste kemikaalide läbimõeldult täpset kasutamist ja tõhustatud kontrolli tulemuste üle. See eeldab probleemi tunnetamist ja ülevaadet vajadustest nii tehnilisest kui majanduslikust seisukohast. Lisaks tõsiasi, et kuiv tänavakate “väsib” vähem ja tänavatolm on stressitegur keskkonnale, kaasneb talvehooldusega lumevaalutuse probleemid (kuhu lumi ladestatakse? sest mida vähem ruumi lume ladestamiseks, seda enam kloriide kasutatakse; kas soolatajad vastutavad tagajärgede eest keskkonnale? jne).



Joonis 21. Põhimõtteline skeem põhjavee kvaliteedi jälgimiseks/libedustõrje negatiivsete mõjude ennetamiseks



Foto 8. Mida teha saastunud lumega? – linnades on pilt sageli kurb.

6 AUTOLIIKLUSEST TULENEVATE KESKKONNAKAHJUDE HINDAMINE

6.1 Keskkonnakahjude hindamisala

Autotranspordist tulenevad keskkonnaprobleemid on tõsised, eriti mõjud inimeste tervisele ning regionaalsele ja globaalsele keskkonnale.

EL väljakutse selles valdkonnas on transporditegevusest tulenevate emissioonide ja energiatarbimise vähendamine keskkonnamõju vältimiseks/vähendamiseks, samas majandustegevust mõjutamata.

Enamuses (kui mitte kõigis) ühtset Euroopa transpordipoliitikat toetavates dokumentides on peamisteks huviküsimisteks olnud keskkond ja energeetika, kusjuures on tunnistatud linna- ja regionaaltranspordi olulist osa nendes probleemvaldkondades. Varem oli paljude linnaõhu saastumisega seotud probleemide põhjuseks tööstus ja soojatootmine, kuid tänu tehnoloogilisele arengule on tänaseks saavutatud oluliselt parem olukord. Liikluse puhul on

olukord teine, kuna väljalasketoru emissioonide vähenemisele suunatud tehnoloogia areng peab hakkama saama ka tohutu autode arvu ja autoliikluse kasvuga, kui tahetakse vähendada kogu heitmekogust.

Sarnaselt varasemate transpordipoliitika dokumentidega paneb *Euroopa transpordipoliitika aastani 2010* palju rõhku keskkonnaprobleemidele, eriti õhu kvaliteedile. Rõhuasetus nihkub kohalikest saasteainetelt kasvuhoonegaaside põhjustatud globaalsele ohule. Selle eesmärgi saavutamiseks on soovitatud kombineeritud strateegiat, mis haarab nii koostöö tööstusettevõtetega kui kiirusevaliku mõjutamise erienergiatarbimise vähendamiseks, samuti meetmed sõidukilomeetrite vähendamiseks /36/.

Saasteainete üldnimekirja kuuluvad:

- süsinikoksiid – CO
- lenduvad orgaanilised ühendid (tuntud ka süsivesinike nimetuse all) – VOC (HC)
- lämmastikoksiidid - NO_x
- tahked osakesed - PM
- vääveldioksiid - SO₂
- pliiühendid – Pb
- lämmastikdioksiid – NO₂
- ammoniaak – NH₃
- dilämmastikoksiid - N₂O
- väävelvesinik – H₂S
- teised raskmetallid – HM
- (kaadmium –Cd, tsink –Zn, vask –Cu, kroom –Cr, nikkel-Ni, seleen –Se).

Lenduvate orgaaniliste ühendite (VOC) all-kategooria kontekstis on tuntud polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud (PAH), mida leidub bituumenis (vt. ptk 1.4).

EL säästva transpordi arengu üldeesmärgi saavutamiseks on esile toodud ka konkreetsed eesmärgid järgnevaiks aastaks:

- rangemad õhukvaliteedi normid;
- uute täiustatud kütuste turule toomine
- madala emissioonitasemega sõidukite turuletoomine

- liiklusteabe kogumise ja liiklusstatistika standardiseerimine ja ühtlustamine
- edasine uurimistegevus andmebaaside täiendamiseks infoaga väljalasketoru emissioonidega
- edasine uurimistegevus mudelitega emissioonide määramiseks.

Kui aga autoliikluse tekitatud saaste-emissiooni liigitada

- autode väljalasketoru emissioonid,
- mitte väljalasketoru emissioonid - spetsiifilised autoosade kulumise tõttu,
- teede ja nende hooldusega seotud emissioonid – põhjustatud teekatte kulumisest ja hoolduspraktikast,

siis EL transpordipoliitika põhiteemad on suunatud väljalasketoru emissioonide keskkonnamõjude vähendamisele.

Õhu suurenenud tolmusisalduse üheks põhjuseks on autoliiklus. Saaste suuruse hindamisel peetakse silmas peamiselt autode väljalasketoru emissioone ja hindamine toimub praktiliselt saastemudelite alusel. Arvestamata on teekatte ja kummide kulumine, naastrehvide mõju teekattele, libedustõrjega kaasnev saaste. POLMIT- projektis on nimetatud määratud arvutuslikult.

Käesoleva uuringu objektiks on spetsiifilised kummide, pidurite jne autoosade kulumisega ning talvehooldusega kaasneva keskkonnakahju analüüs – vaatluse all on

eelpool toodud saasteainete üldnimekirjast :

- tahked osakesed
- pliiühendid
- teistest raskmetallidest Cd, Zn, Cu, Cr ja Ni.

Lisaks on pinnaseproovidest määratud raud (Fe) ja koobalt (Co), kui samuti autoehituses kasutatavate sulamite koostises olevad metallid /29/. Kirjanduse andmeil /6, 10, vt ptk 5.1 tabel 11/ suureneb libedustõrjega ka PAH- ühendite sisaldus pinnases, seega lülituvad võimalike saastajate loetellu ka süsivesinikud.

Käesolevas uuringus on arvatud näitena Tallinna teede kulumise tõttu tekkiv mineraalmaterjali ja sideaineosakeste kogus. Autoliiklusega tekitatud tahkete osakeste emissioon väljalasketorust, arvatuna kasutatud kütuse kulu, autoliikide ja sõidurežiimi põhjal on ~10-30 korda väiksem kui teede kulumisel tekkiv tahkete osakeste kogus (vt. ptk 5.1). Seega lisaks mootorsõidukite heitgaasidele tekitab liiklus tolmu/tahkeid osakesi, mis võib sisaldada nii inimeste tervisele kui keskkonnale ohtlikke aineid. Asfalt koosneb peeneteralisest kivimaterjalist ja bituumenist, bituumen sisaldab kuigivõrd süsivesinikke. Naastrehvides kasutatavate naastude korpus on valmistatud roostevabast terasest, mis sisaldab rauda, kroomi, niklit, mangaani. Naastu südamik on valmistatud volfram- karbiid/koobalt sulamist. Piduriklotsid valmistatakse sulameist, milles on ohtralt vaske, rauda, niklit. Autokummide armeeritud võrk sisaldab tsinki ja baariumi. Autode summutid on tsingitud jne.

Teedeäärsete alade saastatus raskmetallidega on seotud kloriidide kasutamisega lume- ja libedustõrjel. Kas keskkonnakahjustused on ajutised (kevadised) või püsiva iseloomuga?

Uuringu tulemusi arvestades tuleb igal juhul autoliikluse keskkonnamõju minimiseerimiseks integreerida keskkonnakaitse transportsektori kõikidesse tegevustesse / *HELCOM RECOMMENDATION 17/1, 13. Märts 1996*/. Seda nõuab ka Eesti Teeseadus.

Vastavalt Teeseadusele /5 /:

Tee seisund peab võimaldama ohutult liigelda ning olema keskkonnakaitse nõuete ja tee klassi kohta kehtestatud nõuete kohane.

Teehoid peab reguleerima inimeste ja keskkonna kaitset liiklusest tulenevate ohtude eest.

Millised on seaduses nimetatud keskkonnanõuded? ja kuidas teehoid reguleerib keskkonna kaitset liiklusest tulenevate ohtude eest? - vajab täpsustamist.

6.2 Keskkonnamiski hindamine

Autoliiklusest tulenev keskkonnamisk oleneb paljudest teguritest:

- liiklussagedus ja raskeliikluse osakaal,
- liikluskiirus, sõiduradade arv,
- teehitusaasta, teekatte materjal,
- dreneažsüsteem,
- teeservade iseloom, maakasutus,
- äravool, sademetevete käitlemine,
- geoloogia, pinnase tüüp,
- tee asukoht põhjavee toitealal,
- valgla suurus
- põhjavee kvaliteet
- teele lähima asustatud punkti elanike arv.

TTÜ Teedeinstituudis läbiviidud uuringuis on katseandmeid liiga vähe, et saadud tulemusi analüüsida kõiki loetletud tegureid arvestades. Määratud on raskmetallide sisalduste ligikaudne seos liiklussagedustega, on leitud prooviprofiilis pinnases sisalduvate Cl ja Zn vaheline korrelatsioon, mis viitab teedehoolduse läbiviimisel tekitatud negatiivsele keskkonnamõjule. Analüüsimist vajab aga lisaks ohtlike raskmetallide levikualale kõigi loetletud tegurite osa saaste tekkimisel, levikul, saaste suurenemisel /vähenemisel.

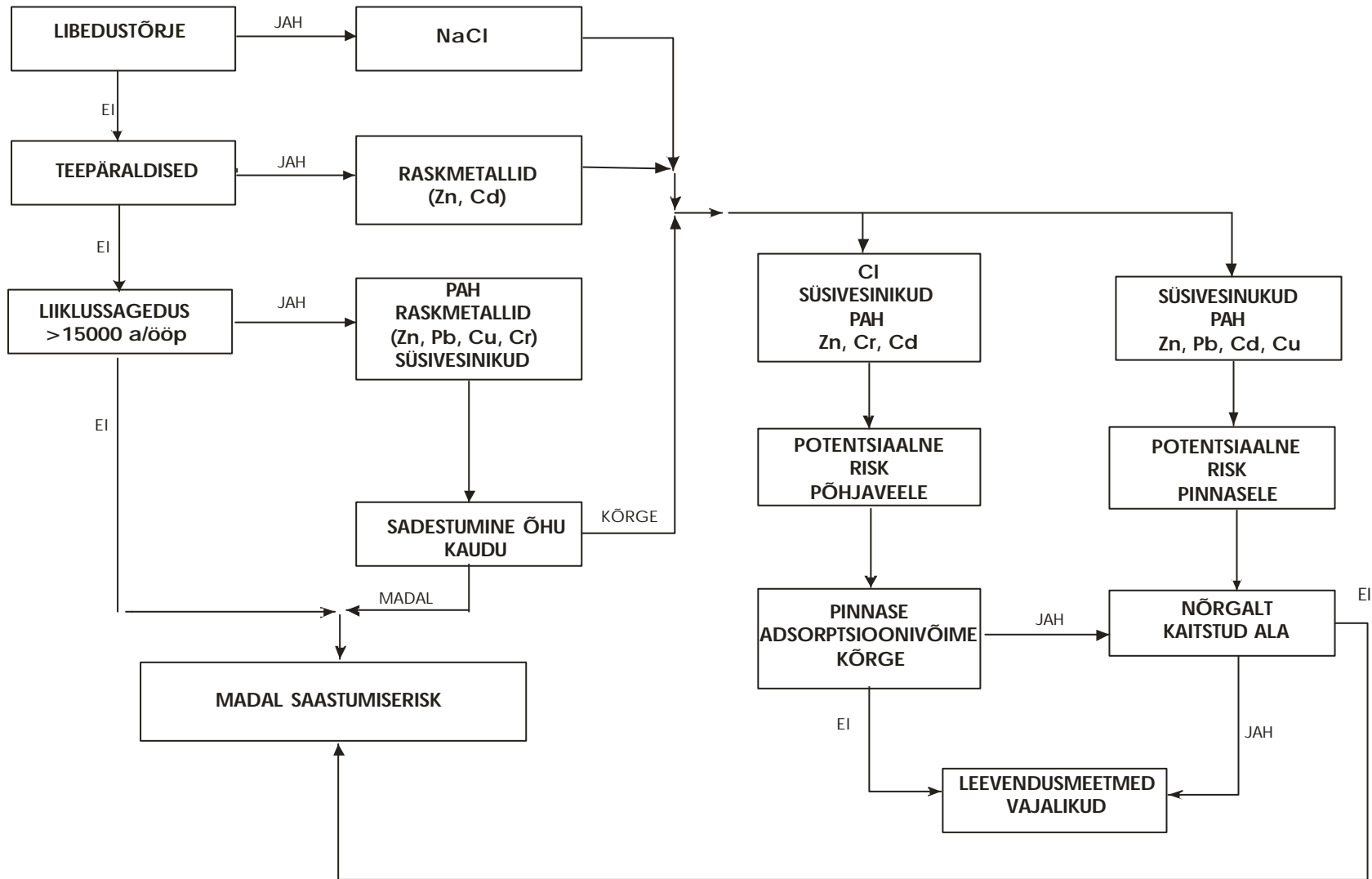
Kui joonistel 5-10 kõrgeenenud ohtlike raskmetallide sisaldusi pidada vastavalt ptk 1.2 tabel 1 maatriksi kohaselt riski näitajaiks,

võib raskmetallid reastada riski suuruse põhjal: Zn , Cr, Cd, Cu, Pb.

Ni ja Co sisaldused jäid sihtarvust madalamaks.

Kes riski eest on vastutav? Kelle kohustus on riski vähendamine või seire korraldamine võimaliku riski olemasolul?

Joonisel 22 on toodud põhimõtteline skeem otsuseprotsessiks kas äravool teedelt ja sõidukite rataste alt lendavad pritsmed põhjustavad riski teeäärsele keskkonnale ja põhjaveele.



Joonis 22. Riski hindamise skeem /koostatud POLMIT- projekti soovitude alusel/

Otsustamiseks on vaja kindla piirkonna/ala saastatuse hindamiseks reastada mõjutegurid nagu

- saaste levik teepinnalt pinnasesse - autoliikluse, s.o sõidukite dispersioonina, ära-vooluga, kuiva sadestumisega õhu kaudu;
- spetsiifiline informatsioon piirkonna kohta – teekatte liik, meteoroloogilised andmed (sademete iseloomustus), pinnase tüüp, põhjavee iseloomustus (kvaliteet, kaitstus), taimestik, liiklussagedus, liikluse iseloom jne.

Joonisel 22 toodud skeem on toimimisvõimeline esialgseks otsustamiseks, et määrata vajadust detailsemaks hindamiseks.

Riski hindamise skeemi kasutamiseks praktikas on vaja defineerida kriteeriumid “vähe kaitstud ala”, “pinnase kõrge adsorptsiooni võime” ja “kõrge sadestustase õhu kaudu”. Edasine töö peab selgitama liiklussageduse künnise, praegu võiks riski hindamise vajadus olla 15 000 autot/ööpäevas.

Antud juhul ei saa kasutada üldistavaid olemasolevaid indikaatoreid. Meetodi väljatöötamiseks on vaja valida nn indikaator- proovivõtualad piirkondades, kus keskkonnariski mõjutavad tegurid on erinevad, ja kus kasutatakse või hakatakse kasutama transportsektoriga ühiseid keskkonnategevuse tulemuslikkuse indikaatoreid.

Eesti Saastetasu seadus (RT I 1999, 24, 361ja RT I 2001, 102,667) sätestab tasumäärad saasteainete ja jäätmete keskkonda viimisel:

§ 4 Saastetasu rakendatakse, kui veekogusse, põhjavette või pinnasesse viiakse:

7) naftat, naftasaadusi, mineraalõli ning tahke kütuse ja muu orgaanilise aine termilise töötlemise vedelprodukte;

9) käesolevas lõikes nimetamata muid ohtlikke aineid. (meie näitel asfaltkatte koostises, kummides, naastude materjali jne. koostises olevad ohtlikud ained).

§ 14. (2) Kui keskkonda viiakse jäätmete segu, arvutatakse saastetasu segus oleva kõige kõrgema saastetasu määraga jäätmete järgi.

Näide. Saastetasu arvestamine naftasaaduste pinnasesse viimise eest:

Asfaltkatte keskkonnale ohtlike elementide sisaldustest on tehtud lühike ülevaade ptk 1.4. Ps lisandub keskkonda kummitolm ja autode kulumisest tekkiv saaste jne.

Oletame, et vaid pool Tallinna näitele peatükis 5.1 Tallinna teedel läbisõiduga tekitatud mineraalmaterjali ja sideaine osakekestest viiakse keskkonda (teine pool - kas kleepub autode külge või juhitakse ära sademeveekanaliseerimise kaudu või pühitakse teedelt kokku ja veetakse prügimäele), siis 2001.a Tallinna teedel tekkinud saastekogus oleks 5068,5 tonni.

Arvestades saastetasu naftasaaduste pinnasesse viimise eest

§ 9.(1)7) alusel saastetasu kroonides saasteaine tonni kohta alates 2003. aasta 1.jaanuarist on 6231krooni, mille alusel Tallinna näitel oleks seadusega sätestatud saastetasu 32 milj. krooni.

Kuna Nõmme ja Männiku rajoonid asuvad kaitsmata põhjavee alal, siis

§9. (2) kohaselt lõikes (1) nimetatud saastetasu määrasid suurendatakse 1) 2,5 korda kui suublaks on kaitsmata põhjaveega pinnas – ja seadusega sätestatud saastetasu oleks 78,95 milj. krooni = ~80 milj. krooni.

Naastrehvide kasutamisega saadav tulu – s.o. täiendav liikluskulude ja õnnetuste sääst - kulutatakse teede remondiks. Keskkonnakahjusid ei arvestata.

Saastetasu kehtestamise eesmärk on ennetada ja vähendada saasteainete keskkonda viimisega tekitatavat võimalikku kahju.

Saastetasu seadusest:

§ 2.(2) Saastetasu maksmise kohustus võib käesoleva seadusega sätestatud tingimustel ja mahus olla asendatud keskkonnakahjustusi vältivate või vähendavate abinõude finantseerimisega.

See võiks olla koostööpunkt transpordisektoriga.

Autoliikluse keskkonnamõju (s.h. inimeste tervis) hindamise vajaduse seadustab Teeseaduse § 13 : *Tee kaitseks, teehoiu korraldamiseks, liiklusohutuse tagamiseks ning teelt lähtuvate keskkonnakahjulike ja inimestele ohtlike mõjude vähendamiseks rajatakse tee äärde kaitsevöönd.*

Kaitsevööndi laiuseks mõlemal pool äärmise sõiduraja telge on kuni 50 m, tänavatel teemaa piirist kuni 10m.

Arvatavasti on linnades vähe alasid, kus vastavalt Teeseadusele nõutavat 10m on kasutatud või saab kasutada teehoiu korraldamiseks ja teelt lähtuvate keskkonnakahjulike ja inimestele ohtlike mõjude vähendamiseks.

Lisaks tee kaitsevööndile tuleb maantee projektis ära näidata ka maanteeäärsete vööndite piirid: Teele lähim on A - Tehnoloogiline (maksimaalne laius mõlemal pool teed 30m), *kus õhk ja pinnas on saastunud. Inimese pikaajaline viibimine vööndis võib olla nende tervisele kahjulik.*

Ka järgmises vööndis on inimeste elamine ja puhkamine tervisele ohtlik.

Kui paljude inimeste tervis on ohustatud autoliiklusest?

KASUTATUD KIRJANDUS

1. Maanteeamet "Aastakogumik 2002", Tallinn 2003.
2. Välisõhu saastetaseme piirväärtused, KKMm RTL 1999, 21, 226.
3. Heitvee veekogusse või pinnasesse juhitemise kord, Vvm RT I 2001, 69, 424.
4. Ohtlike ainete piirnõrmi pinnases ja põhjavees, KKMm RTL 1999, 105, 1319.
5. Teeseadus, Rks RT I 1999, 26, 377.
6. Pollution from Roads and Vehicles and Dispersal to the Local Environment: Final Report and Handbook . POLMIT (Pollution of Groundwater and Soil by Road and Traffic Sources: dispersal mechanisms, pathways and mitigation measures) RO-97-SC.1027, 2002.
7. Helsingin yliopisto, H. Haapala. Millaista pölyä hengitämme, Leijuma analysaattoreiden hiukkasnäytteiden tutkiminen. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki 1999.
8. Ü. Mander, Teed saastekolletena, Eesti Loodus 28, 1985.
9. TTÜ Teedeinstituut, M-L.Hääl. Transpordisaaste uuring, Tallinn 2002.
10. K. A.Pihl, J. Raaberg, Danish Road Institute. Examination of pollution in soil and water along roads caused by traffic and the road pavement , The 24th International Baltic Road Conference, Riga 2000.
11. N.Irha, U.Kirso, jt. Kantserogeensete süsivesinike, mineraalsoolaade ja raskemetallide sisaldusest Tallinna lumikattes, Inimmõju Tallinna keskkonnale III, Tallinna Botaanikaaed, 1996.
12. Eesti Asfaltliidu standard, ALt.A14:2000.
13. TTÜ Teedeinstituut , P.Sürje. Tallinna tänavate aluste ja katete tugevusuuringud, Leping 023L, Tallinn 2000.
14. T. Kiipli, L.Bitjukova, J.Kivisilla, K.Tibar, K.Vares, Keemilised elemendid looduslikes ja saastatud muldades Tallinna piirkonnas, Inimmõju Tallinna keskkonnale II Eesti TA Tallinna Botaanikaaed, 1991.
15. U. Ratas jt., Ökoloogia Instituut, Teepervede ja pinnase saastatus raskemetallide ja sooladega ning selle mõju taimkattele Tallinnas, 1996.
16. H.Hödrejärvi, R.Ott jt. TPI Toimetised N479, 1979

17. M.Trapido, D.Jegorov, K.Rajur, V.Oidemets. Tallinna lumekatte mikrokomponentide uurimine . Vabariiklik IV ök-konverents. Tartu 1988.
18. G.Blomqvist, Eva-Lotta Johansson. Airborne spreading and deposition of de-icing salt - a case study, Swedish National Road and Transport Research Institute, 1999.
19. H.Hödrejärvi, Tallinn Technical University, Potentiometric study of the chloride tolerance of trees. th Symposium on Ion-Selective Electrodes Matrafüred, 1984.
20. H. Hödrejärvi, A.Vaarmann , I.Inno, Heavy metals in roadside: Chemical analysis of snow and soil and dependence of properties of heavy metals on local conditions Proc. Estonian Acad. Sci. Chem., 46,4, 1997.
21. TTÜ Teedeinstituut. Põlevkivibituumeni uurimistöõde programm, leping 303L, Tallinn 2002. samuti Teedeinstituudi uurimistöõde aruanded nr. 815L, 828L, 915L ja 008L).
22. TTÜ Alus- ja Rakenduskeemia Instituut. Põlevkiviõli bituumeni uurimine. Süntees ja termostabiilsus. Tallinn, 1998.
23. The Shell Bitumen Handbook, 1991
24. TTÜ Teedeinstituut, P.Sürje. Erinevat tüüpi rehvide talvise kasutamise liiklusohlike ja teedehooldeliste aspektide uurimine, Leping 0041L, Tallinn 2000.
25. IB Stratum, Rakenduslik uuring: Eesti transpordi saastemudel, I ja II käide, Tallinn 1999.
26. H.Tervahattu, K.Kupiainen, M.Räisänen. Katupölyn muodostuminen ja koostumus koeolosuhteissa, M2Y0025, Nordic Envicon Oy, Helsingin yliopisto, 2001.
27. TTÜ Teedeinstituut, M. Koppel . Erinevat tüüpi rehvide talvine kasutamine ja nende majanduslik otstarbekus . Tallinn 2002.
28. M. Karhula, Talvikunnossapito ja ympäristöhaitat, Tie ja Liikenne, 10, 2000.
- 29.P.Kulu, Euro-metallid. Terased. Malmid. Alumiiniumisulamid. Vasesulamid. Tallinn 2001, ISBN-9985-894-37-7.
30. M. Sistonen Decreasing of wearing effect of studded tyres on road pavements. Road and Traffic Laboratory of Finland, Espoo 1989.
31. Environmental impact of the former military base in the Pakri Peninsula, Estonia. The Finnish Environment 214, Helsinki 1998.
32. H.Kink. Kunda piirkonna tööstusmaastik. Tallinn 1995.

33. A.Maastik, A.Oraspõld, A.Raukas. Pandivere Riiklik Veekaitseala. Jyväskylä 1993.
34. TTÜ Geoloogia Instituut. Geoloogilise keskkonna ja vee seisund ning ohustatus Viidumäe looduskaitsealal. Tallinn 2000.
35. Eesti Geoloogiakeskus, Rootsi Geoloogiateenistus (V. Petersell, H.Ressar jt). Eesti mulla huumushorisoni geokeemiline atlas. Tallinn-Uppsala 1997.
36. Environment, Energy and Transport, PORTAL Written Material 2003. www.eu-portal.net.