



TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL
TALLINN UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledž

Keskkonnakaitse õppetool

**METSAVARISE OMADUSTE MÕJU MULLAELUSTIKU KOOSLUSTE
ARENGULE REKULTIVEERITUD NARVA PÕLEVKIVIKARJÄÄRIS**

Magistritöö tööstusökoloogia erialal

Karen Silts

Juhendajad: Prof. Mari Ivask

Dots. Annely Kuu

Tartu 2014

Autorideklaratsioon

Deklareerin, et käesolev magistritöö, mis on minu iseseisva töö tulemus, on esitatud Tallinna Tehnikaülikooli magistrikraadi taotlemiseks ja et selle alusel ei ole varem taotletud akadeemilist kraadi.

Kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite tööd, olulised seisukohad, kirjandusallikatest ja mujalt pärinevad andmed on viidatud või (avaldamata tööde korral) toodud autorlus välja põhitekstis.

Autori ees- ja perekonnanimi allkiri:.....

Kuupäev „.....“ 20.....a

Otsus kaitsmisele lubamise kohta:.....
.....

Juhendaja:

/Nimi ja akadeemiline kraad/
.....

/Allkiri/

Juhendaja:

/Nimi ja akadeemiline kraad/
.....

/Allkiri/

Sisukord

Mõisted	5
Sissejuhatus	6
1. Põlevkivi.....	8
1.1 Kaevandusalade rekultiveerimine.....	9
1.1.1 Rekultiveerimise etapid põlevkivikarjäärides	9
1.1.2 Kaevandusalade tasandatud puistangute pinnased.....	11
1.1.3 Tasandatud kaevandusalade looduslik taimestumine.....	13
1.1.4 Tasandatud kaevandusalade metsastamine	14
1.2 Narva karjäär.....	17
1.3 Seadusandlus.....	18
2. Varis	20
2.1 Varise lagunemine	21
2.2 Mullabioloogia.....	23
2.2.1 Megafauna.....	24
2.2.1.1 Vihmaussid	24
2.2.2 Makrofauna	27
2.2.2.1 Mardikalised	27
2.2.2.2 Hulkjalgsed.....	27
2.2.2.3 Ämblikud.....	28
2.2.3 Mesofauna	29
2.2.3.1 Valgeliimuklased.....	29
2.2.3.2 Hooghännalised	30
3. Materjal ja metoodika.....	32
3.1 Proovialade kirjeldus	32
3.2 Variseproovide kogumine.....	34
3.3 Varises sisalduvate selgrootute organismide kogumine ja määramine.....	34
3.4 Varise kaalu määramine.....	35
3.5 Varise ettevalmistamine keemiliseks analüüsiks	35
3.6 Mullaproovide kogumine.....	35
3.7 Mikroobikoosluse hingamisaktiivsuse ja biomassi määramine indutseeritud hingamise meetodil	36

3.8 Pinnase niiskusesisalduse mõõtmine	37
3.9 Andmetöötlus.....	38
4. Tulemused	39
4.1 Proovide üldparameetrid.....	39
4.1.1 Varise kaal.....	39
4.1.2 Mulla niiskusesisaldus	40
4.1.3 Varise ja mulla happesuseparameetrid.....	41
4.1.4 Varise ja mulla keemiline analüüs	42
4.2 Mulla mikroobikooslus	45
4.2.1 Mulla mikroobne biomass (SIR).....	45
4.2.2 Mulla hingamisaktiivsus (BA)	46
4.3 Varise ja mullafauna	47
4.3.1 Vihmausside arvukus ja mitmekesisus.....	47
4.3.2 Epifauna arvukus ja mitmekesisus	51
4.3.2.1 Mardikaliste arvukus ja mitmekesisus.....	55
4.3.2.2 Hulkjalgsede arvukus ja mitmekesisus.....	56
4.3.2.3 Ämblikuliste arvukus ja mitmekesisus	58
4.3.2.4 Valgeliimuklaste arvukus ja mitmekesisus.....	61
4.3.2.5 Hooghännaliste arvukus ja mitmekesisus.....	63
5. Arutelu	66
5.1 Varis.....	66
5.2 Keskkonnatingimused.....	67
5.3 Vihmaussikoosluse arvukus ja mitmekesisus	69
5.4 Epifauna arvukus ja mitmekesisus.....	70
5.5 Valgeliimuklaste arvukus ja mitmekesisus.....	72
5.6 Hooghännaliste arvukus ja mitmekesisus	72
6. Järeldused	74
Kokkuvõte	75
Summary.....	77
Tänuõnad.....	79
Kasutatud kirjandus	80
LISAD	92

Mõisted

Aeratsioon - mulla õhustatust iseloomustav füüsikaline suurus. Aeratsioonipoorsusest sõltuvad mulla filtratsioon, mulla ja atmosfääri vahelise gaasivahetuse kiirus, aeroobsete mikroorganismide elutegevus ning sellest tulenevalt orgaanilise aine lagunemise iseloom ja ulatus. Sügavamates horisontides sõltub mulla aeratsioonipoorsus peamiselt mulla lõimisest (eripinnast) ja gleistumise ulatusest (EE, 2009).

Boniteet - Mulla boniteet näitab mulla koostisest, omadustest, režiimidest tulenevat tootlikkust. Maa boniteedi määravad mulla boniteet ja maa kasutuskõlblikkust mõjutavad omadused (reljeef, kivisus, kõlviku suurus, mullastiku kirjusus). Metsa ja puistu boniteet näitavad kasvukoha tootlikkust (Reintam, 2006).

Mineralisatsioon - Lämmastiku mineralisatsiooni defineeritakse kui orgaaniliselt ühendatud lämmastikku, mis on bioloogiliselt muundunud ammooniumlämmastikuks orgaanilise aine lagunemisel. Protsess saab olla nii aeroobne kui ka anaeroobne. Orgaaniliselt ühendatud lämmastiku mineralisatsioon vabastab anorgaanilised lämmastikühendid, nagu nitraat ja nitrit (Wetlands, 1986).

Transekt - Transekt on ribakujuline kitsas proovipind geobotaanilisel või ökoloogilisel uurimisel. Transektid võivad uuritaval maa-alal olla üksteisest lahutatud või üksteisele järgneda (Masin, 1992).

Sissejuhatus

Maavarade kaevandamine ja järk-järgult suurenev tööstuspiirkondade areng on üks põhilisemaid riikide arengutaseme näitajaid Maailmas. Tööstuste arenguga paraneb elatustase, aga kannatab looduskeskkond ja keskkonnatingimuste halvenemisega väheneb inimühiskonna heaolu. Sellest tingituna on Euroopa Liidu riigid, kaasaarvatud Eesti, viimastel aastatel kehtestanud rangemaid keskkonda säästvaid ja õhusaastet kontrollivaid regulatsioone, kuid majanduslikust aspektist lähtudes nad ei suuda tööstustega seotud investeringuid tahaplaanile jätta.

Tänaseks on Ida-Virumaal põlevkivi ehk kukersiiti kaevandatud juba üle 90 aasta ja alates 2000. aastast, mil Narva põlevkivikarjäär ühendati Viivikonna- ja Sirgala karjääridega üheks ettevõtteks, tõusis Eesti riik sellega Maailma suurimaks põlevkivikarjääri omanikuks (Sepp *et al.*, 2009). See on tulnud suures osas keskkonna arvelt, meeletu koguse põlevkivitonnide kättesaamiseks on teisaldatud miljoneid kuupmeetreid vett, pinnast ja hävitatud looduslikud ökosüsteemid (Jõesaar, 2002).

Narva põlevkivikarjääris rakendatakse karjääriviisilise kaevandamise tehnoloogiat. Selle tulemusena on hävitatud algsed taimekooslused, sealsed soolad, looduslikud metsad ja drastiliselt muutunud veerežiim. Kukersiidi tootmise kõrvalsaadusena on kujunenud aherainest (lubjakivist) koosnevad tehismaastikud, kus looduslik isetaimestumine oleks olnud väga pikaldane protsess. Kaevandusalade kiiremaks taastumiseks on majanduslikust ja keskkonna seisukohast lähtudes kõige produktiivsem tasandatud puistud kunstlikult metsastada.

Puistu arengu kestel hakkab maapinnale langema okkaid, lehti, käbisid, oksakesi, puukoort, alustaimestiku jäänuseid, mille tagajärjel moodustub metsavarise kiht. Soodsates keskkonnatingimustes hakkavad elutsema erinevad organismid, alustades mikrokoopilistest bakteritest ja lõpetades megafaunasse kuuluvate vihmaussidega. Varise ökosüsteemis, füüsikaliste- ja keemiliste tegurite mõjul toimuvad lagunemisprotsessid, mille käigus vabanevad mineraalained mulda ja süsihappegaas atmosfääri. Metsavarise lagunemist kõduks ja hiljem huumuseks reguleerib kliima, varise koostis, pinnase reaktsioon ning iseloom.

Käesoleva teema valiku ajendiks sai huvi tehisliku maastiku ja seal tekkinud ökosüsteemide vastu. Töö autor soovis teada, milliseid piire seab aluselise reaktsiooniga- ja põhjaveerežiimiga pinnasvarist asustavate erinevate liikide arenguks.

Antud töö eesmärgid on:

- Kuidas ja mis kogustes tekib metsavarist Narva karjääri erivanuselistes rekultiveeritud puistutes?
- Milline on mulla meso-, makro-, megafauna koosluste arvukus ja taksonoomiline struktuur rekultiveeritud Narva kaevandusalade erivanuselistes puistutes?
- Millised peamised keskkonnategurid mõjutavad varise- ja mullaelustiku esinemist rekultiveeritud Narva aherainemägedes ja kuidas?

1. Põlevkivi

Põlevkivi ehk kukersiit on Eesti tähtsaim maavara, mis tekkis ordoviitsiumi ajastul, ligikaudu 400 - 450 miljonit aastat tagasi (Mäeinstituudi teemaleht, 2008). Oma tekkelt on põlevkivi kiltne settekivim, mis koosneb keskmiselt umbes 50% mineraalosast ja 50% põlevast e. orgaanilisest ainest (Õnnis, 2008). Põlevkivi lähtematerjaliks loetakse primitiivsete ainuraksete organismide, bakterite, järvede ja merede vetikate ning teiste füto- ja zooplanktoni esindajate biomassist moodustunud orgaanilist ainet. (Mäeinstituudi teemaleht, 2008; Aaloe *et al.*, 2006)

Põlevkivi puhul on kõige olulisem orgaanilise aine sisaldus. See võib olla kas orgaanilistes lahustites lahustuv või mittelahustuv. Lahustuvat orgaanilist ainet – bitumoidi – on põlevkivides suhteliselt vähe, kuni viis protsenti (kukersiidis kuni üks protsent). Lahustumatut orgaanilist ainet, kerogeeni, iseloomustatakse selle elementkoostise kaudu. (Raukas, 2013)

Komponendid, mis põlevad, on süsinik ja vesinik, kuid orgaanilise aine koostisesse kuulub veel lämmastik, hapnik ning väiksema osakaaluga kloor, fosfor ja mitmed teised ühendid. Kerogeeni hindamisel on oluliseks näitajaks vesiniku (H) ja süsiniku (C) aatomsuhe (H/C). Mida suurem on H/C aatomsuhe, seda suurem on ka põlevkivi õlisisaldus. (Raukas, 2013)

Kukersiidi keskmine näitaja on 1,51, kuid veelgi õlirikkamad on Šotimaa põlevkivi (1,74) ja USA Green Riveri leiukoha põlevkivi (1,53). Õlisaagise rohkus oleneb ka orgaanilise aine lähtematerjalist ja selle lagunemisastmest. Õlisaagist väljendatakse protsentides kerogeeni suhtes ja kukersiidil on see 65-67%, kivimile ümberarvutatult 19-23%. Saab väita, et Eesti riik võib olla oma kukersiidi kvaliteediga väga rahul, see on üks maailma parimaid. (Raukas, 2013)

Mineraalosa vähendab põlevkivi kütteväärtust. Kukersiidist eraldatud kerogeeni soojusväärtus ulatub 8900 kcal/kg, aga kukersiidi enda keskmine kütteväärtus on 3600 kcal/kg. Põletamisel mineraalosa laguneb ja tarvitab soojust, lisaks sellele aurub põlemisel kivimis sisalduv niiskus. Põlevkivide põletamisel saadakse lisaks soojusele ka suures koguses jääk- ehk ballastaineid, mis vähendavad põlevkivi väärtust kütusena. (Raukas, 2013)

1000 tonnist põlevkivist moodustab põlev osa umbes 350 tonni, tuhka saadakse ligikaudu 550 tonni ja niiskuse (vee) sisaldus on selles 100 tonni ringis. Kivisöe puhul on näitajad tunduvalt

paremad, millest 850 tonni on põlev osa, tuhka tekib 100 tonni ja niiskust kõigest 50 tonni. Võrreldes põlevkivi näitajaid kivisöe omadega, saab väita, et põlevkivid kuuluvad energiavaeste ja üleüldiselt keskkonda tugevasti saastavate kütuste hulka. (Raukas, 2013)

Eestis on põlevkivi toodetud nii ava- kui allmaakaevandamisega. Mõned ettevõtted on eri aegadel kasutanud mõlemat moodust, nende hulgas Kohtla, Käva, Küttejõu, Ubja ja Viivikonna. Seitsmekümnendatel aastatel kasvas karjääride toodang peaaegu pooleni ja püsis sellel tasemel viimase ajani. Tänapäevaks moodustab avakaevandamise toodang 55%. (Reinsalu, 2008)

Käesoleval ajal kaevandatakse põlevkivi Eestis, Venemaal, Hiinas, Austraalias ja Saksamaal (Mäeinstituudi teemaleht, 2008). Eestimaa pruuni kulda peetakse majanduse vundamendiks ja isegi Eesti Nokiaks. Maailma mastaabis peetakse põlevkivi võluvitsaks, mis päästab energiakriisist (Raukas, 2013).

1.1 Kaevandusalade rekultiveerimine

Põlevkivikaevandamine on Ida-Virumaal kestnud juba üle 90 aasta ja kaevandatud alade rekultiveerimine ligi 50 aastat. Siiani pole piisavalt tähelepanu pööratud küsimusele, kuidas on kaevandus- ja tööstusmaastike taaskasutamisel ning tehnilise ja bioloogilise rekultiveerimise käigus peetud silmas maastikku kui tervikut. (Sepp *et al.*, 2010)

Samamoodi nagu territooriumi planeerimisega tuleb ka rekultiveerimisel lähtuda mitte ainult detailidest (erinevused maavarades ja nende kaevandusviisides). Üksikute puistangute, karjääride või territooriumide rekultiveerimise kõrval tuleb arvestada, et nad kõik kokku moodustaksid tehis- ehk kultuurmaastiku, kus tuleb elada ligi viiendikul vabariigi elanikest. Tervikut nähes on võimalik lahendada ka olemasoleva viljaka pinnase otstarbekam kasutamine. (Kaar *et al.*, 1971)

1.1.1 Rekultiveerimise etapid põlevkivikarjäärides

Põlevkivi kaevandamisega tekib uusi pinnavorme, millega muutub kaevandatud ala geoloogiline ehitus, maakasutuse tingimused ja veerežiim. Kaevandamine jätab endast keskkonda märkimisväärse jälje, aga selle silumiseks on kaevandajad püüdnud arvestada tulevaste kasutajate ja kohalike huvigruppide ettepanekutega. (Viil, 2010)

Eesti Energia Kaevandused AS on Eesti suurim põlevkivikaevandaja ja ühtlasi ka kaevandatud alade suurim rekultiveerija-korrastaja Eestis. Selle ettevõtte karjääriviisiliselt kaevandatav osa on Narva karjäär ja kuni 2012. aasta lõpuni ka Aidu karjäär (suleti varude ammendumise tõttu) (Riigikogu, 2012). Narva karjääri mäetööd toimuvad Narva ja Sirgala kaeveväljadel ning VKG Aidu Oil OÜ- le kuuluval Narva II väljal. Põlevkivi pealmaakaevandamist kasutavad veel ka Kiviõli Keemiatööstus (Põhja-Kiviõli OÜ kaeveväli) ja Kunda Nordic Tsement AS (Ubja kaeveväli). (Viil, 2010)

Põlevkivi tootmisega jääb karjäärides mäetööde alla 140 hektari suurune maa-ala, mis vajab rekultiveerimist. Rekultiveerimise aluseks olevad projektid on kooskõlastatud omavalitsusorganitega ja metsamajandusorganisatsioonidega. Rekultiveerimise projektid (kogu karjääri töötamise ajal) kohustavad kaevandajaid maastikuarhitektuuriliselt lähenema. (Pelisaar, 2004)

Karjääriviisilisel kaevandamisel hävitatakse viljakandev mullakiht, mis kaevandustööde käigus seguneb kattekihtidega või satub üldse karjääri põhja. Põlevkivi kaevandamisel on mäetööde puhul oluliseks väljundiks tingimuste loomine kaevandatud alade taaskasutamiseks. Peale taaskasutamise on rekultiveerimise üks olulisemaid etappe katendi eemaldamise tehnoloogia. (Vaus, 1970)

Katendi eemaldamine peab tagama, et karbonaatsed kivimid paigutuvad puistangute alumisesse osasse ja seejärel kvaternaarisetted ehk viljakamad katendi osad nende peale. Sõltuvalt põlevkivi tootsat kihti katvast katendi paksusest võib kaeveväljad jagada tinglikult kaheks: õhukese katendiga – katendi paksus 3 kuni 14 meetrit (Põhja-Kiviõli ja Ubja), paksema katendiga – katendi paksus kuni 38 meetrit (Narva, Aidu, Sirgala, Narva II). (Viil, 2010)

Lähtuvalt katendi paksusest valitakse paljandustööde tehnoloogia ja sellest tulenevalt ka hilisem tehnilise rekultiveerimise tehnoloogia. Paksema katendiga kaeveväljadel (Narva) kasutatakse paljandustöödel lihtkaevandamisviisi. Katendikihid paigutatakse vahetult paljandusekskavaatoritega väljatöötatud alale sisepuistangutesse. Katend teisaldatakse kahe alaastanguga: setted ja kaljused kivimid (enne teisaldamist puur- ja lõhketöödega kobestatud). Kaljused kivimid ja setted paigutatakse puistangu põhja. Õhema katendiga kaeveväljadel kasutatakse üheastmega lihtkaevandamisviisi (kattekivimite õhukese kihi puhul neid ei kobestata lõhketöödega). (Kiviste *et al.*, 2010)

Rekultiveerimisprotsessis eristatakse kahte etappi: tehniline rekultiveerimine ja bioloogiline rekultiveerimine. Tehnilisel rekultiveerimisel on kaks suunitlust, põllumajanduslik ja metsamajanduslik. Tehnilisel rekultiveerimisel valmistatakse kaevandatud maa-ala ette taaskasutamiseks. (Viil, 2010) Selle saavutamiseks tuleb teostada järgnevad tegevused (Viil, 2010):

- rajada tammid, et ekskavaator saaks liikuda tranšee tööastangult puistangutele;
- puistangute tasandamine;
- väljasõidutranšeedega külgnevate puistangunõlvade kujundamine;
- tasandatud puistangute pinna silumine (teisene tasandamine);
- puistangupealse teedevõrgu rajamine;
- alla- ja ülessõiduteede rajamine draglaini (mehaanilise heitkopa) liikumiseks puistangu ühelt tiivalt teisele üle väljasõidutranšeede.

Bioloogilisel rekultiveerimisel tasandatud ala taimestatakse, mille tulemusena taastub ajapikku mullaviljakus. Bioloogiline rekultiveerimine jaotatakse kaheks, põllumajanduslikuks rekultiveerimiseks ja metsanduslikuks rekultiveerimiseks. (Kaar *et al.*, 1971) Narva karjääri tasandatud ja ettevalmistatud sisepuistutele rajab metsakultuure Ahtme metskond. Tasandatud puistangutele istutatud metsades taastub loodusliku metsa kooslus, elu ja liigirikkus: kasvavad marjad ja seemned, elutsevad linnud, loomad, alates väikestest imetajatest lõpetades huntide, ilvestega ja karudega. (Põhjarannik, 2007)

Korrastatud puistangute seiretulemused näitavad, et uusi kasvupindasid iseloomustab vähene lämmastikuisaldus, fosforipuudus ning suur kaltsiumi- ja kaaliumisisaldus. Täheldati, et pinnase orgaanilise osa juurdekasv on 1 cm 10 aasta jooksul. (Viil, 2010)

1.1.2 Kaevandusalade tasandatud puistangute pinnased

Karjääriviisilise kaevandamise käigus on lõpptulemuseks ebatasased puistangud, mida on vaja tasandada, sest vastasel juhul on selle maa-ala kasutamine metsa- ja põllumaana raskendatud. (Vaus, 1970) Tasandamise eesmärgiks on bioloogilisele rekultiveerimisele soodsate tingimuste loomine. Tasandamine seisneb puistangute harjade ja tippude mahalõikamises ning nende vaheliste süvendite täitmisel. Saab rakendada täielikku-, osalist- ja valiktasandamist. (Kaar, 1971)

Tingimused, mis mõjutavad pinnase aeratsiooni ja niiskusrežiimi, on tähtsad kultuuride kasvamamineku ja kasvu mõjutajad. Üheks tingimuseks on pinnase mehaaniline koostis. Puistangud on sageli väga peenesevaesed, sellepärast on seal kultuuride kordaminek ja kasv väike – madala veehoiu- ning suure dreneaživõime tõttu. (Luik, 1971)

Puistangu kivisus varieerub väga suurtes piirides (18...100%) ning võib järsult muutuda lühikese vahemaa järel (oleneb paljandustööde skeemidest ja tööde läbiviimisest). Peale selle pinnase kivisus võib aja jooksul tunduvalt väheneda, sest kivimid murenevad suhteliselt kergesti. Õhuhapniku mõjul laguneb kiiresti puistangutesse sattunud põlevkivi, tõstes seejärel mulla orgaanilise aine sisaldust. Põlevkivist vabaneb veel: kaaliumi, rauda, lämmastikku, mangaani. Eelnevale teooriale ja praktikale põhinedes saab väita, et karjääri pinnad rikastuvad aegade jooksul erinevate toiteelementidega. M. Vausi (1970) andmete järgi on aga tehnogeense mulla erinevate toitainete (üldfosfor, üldlämmastik, üldkaalium) sisaldus madal. (Kaar, 2010)

Peenese (mehaaniline koostis on enamasti saviliiv või kerge liivsavi) osatähtsus kõigub uuritud puistanguis 35% ümber, mistõttu kultuuride üldine kasvamaminek ei ole takistatud. Ainult kohtades, kus peenese osatähtsus on väga väike, võib märgata nii puu- kui ka rohttaimede pikaajalist kiratsemist ning halvemat kasvamaminekut (Bramble, 1952). A. Saarep (1982) on Narva karjääris uurinud pinnase mehaanilist koostist, millest selgus, et keskmist tolmu oli 37%, peenliiva 27,4%, keskmist peenliiva 3,1% ja jämedat tolmu 21,5%. (Luik, 1971; Vaus, 1970)

Narva karjääripinnastes on enamjaolt tegemist saviliiv või liivsavi lõimisega, aga suuremas enamuses on tegemist kerge ja keskmise liivsaviga. Raske mehhaanilise koostisega mullad ei oleks sobilikud puittaimede kasvuks. Liiga tihedas puistangus võib vihmaperioodil tekkida anaeroobne keskkond ja põuaperioodil on muld liiga kuiv (liiga väike niiskuse %). (Vaus,1971)

Tasandatud puistangute mullareaktsioon on neutraalne kuni nõrgalt leeliseline ja metsakõdu reaktsioon on üldiselt neutraalne (Narva karjääri pH on 6,3-7,2). Pinnase reaktsioon mõjutab otseselt mullaökosüsteemi elustikku. Mullaorganismidest omakorda sõltub orgaanilise aine lagundamine, taimede toitainete omastatavus ja kivimite murenemine. (Vaus,1971)

Taimed omastavad kõige paremini lämmastikku, magneesiumi, kaltsiumi, väävlit, molübdeeni pinnasreaktsiooni pH 7,4-8,5 juures. Fosfori, kaaliumi, boori, vase, raua, mangaani ja tsingi omastamine taimede poolt on raskendatud. Okaspuude kasvatamiseks on sobilikumaiks pH vahemikuks 5,0-5,5 ja erinevatele liikidele on optimaalne kasvada pH 7 (neutraalne) juures. (Kaar, 2002; Vaus, 1971)

Tasandatud puistangute bioloogilise rekultiveerimise üks olulisemaid nüansse on pinnasekihtide niiskuserežiim. Kaevandamistöodega rikutakse algne hüdroloogiline režiim ja seetõttu puudub puistute pindmistel kihtidel põhjaveega seos, kogu niiskusesisaldus pinnases sõltub sademetest. Metsamuldades jõuavad sademed 20 ... 30 cm sügavusele, aga kui on tegemist sademeterohke perioodiga jõuab sademevesi 60 ... 100 cm sügavuseni. Raskemate muldade puhul imendub vesi kõige kiiremini pinnasesse ja omastatakse taimede poolt. Veevaru säilib kergemate lõimiste puhul 30 cm paksuses kihis, mis on kevadel ja sügisel 50 – 60 mm, suvel 16 – 30 mm. Need niiskustingimused soosivad puistute rajamist ja kasvamaminekut. Kõige sobivam on puistuid rajada kevadel, sest siis on pinnases piisavalt veevarusid ja taimed juurduvad paremini. (Vaus, 1971; Raid, 1972)

1.1.3 Tasandatud kaevandusalade looduslik taimestumine

Karjäärides toimub aja möödudes osaliselt looduskeskkonna isetaastumine, tekib uus taimkate. Looduskeskkonna taastumine ja uute ökosüsteemide tekkimine võtab väga palju aega. Aastatepikkune praktika nii Eestis kui teistes riikides on näidanud, et kõige kiirem moodus looduskeskkonna taastumiseks on puistute rajamine sobivate puuliikidega (Bradshaw, 1997; Kaar, 1971)

Puistangualade loodusliku taimestumise kiirus oleneb kaevandamisest möödunud ajast, pinnase koostisest ja kivisusest, toitainete sisaldusest, mulla reaktsioonist, niiskusrežiimist, erosiooniohtlikkusest, lähedal kasvavatest taimedest. Alustaimestik hakkab tekkima kohe pärast tasandustöid. Esimeste taimedena kohastuvad seal enne kaevandustöid esinenud liigid. Esimestena ilmuvad pioneerliigid, tavaliselt umbrohutaimed: võilill (*Taraxacum sp.*), paiseleht (*Tussilago farfara*), harilik kadakkaer (*Cerastum caespitosum*). Tihti ei suuda need liigid muutunud kasvukeskkonnaga leppida ja kolme kuni viie aasta jooksul asenduvad need liigid peamiselt kõrrelistega. Selle ajaga on maapinnale väga vähe orgaanilist ainet tekkinud, sest eelnevalt käsitletud liikide katteväärus on väike. (Pae, 1996; Kaar, 1971; Bradshaw, 1997; Laansoo *et al.*, 2014)

Pikema perioodi vältel võivad tasandatud puistangud looduslikult metsastuda, selle moodustumiseks kulub aastakümneid. Tulemuseks võib tekkida väheväärtuslik puistu, mis koosneb pajust (*Salix sp.*) ja sookasest (*Betula pubescens Ehrh.*), sellest lähtuvalt ollakse seisukohal, et kõige õigem oleks puistangud kunstlikult metsastada. Samas on Narva karjääri aladel kohti, mis võivad kergesti soostuda ja seal oleks kõige targem jätta metsastamine looduslikule uuenemisele. Sookoosluste osatähtsus on pikemas perspektiivis väga oluline, sest nad on tunduvalt produktiivsemad süsiniku sidujad võrreldes metsadega. Seega, sood vähendavad kasvuhoonegaasi - süsinikdioksiidi (CO₂) kontsentratsiooni atmosfääris. (Pae, 1996; Kaar, 1971; Bradshaw, 1997; Laansoo *et al.*, 2014)

Varasemad uuringud, mille käigus on võrreldud looduslikku taimestumist ja metsastamist, on tõestanud, et istutatud või külvatud metsad kasvavad paremini kui loodusliku uuenemise teel tekkinud metsad. Loodusliku uuenemise tagajärjel kujunesid valdavalt aeglaselt arenevad segametsad (Kaar, 2002; Reintam *et al.*, 2001)

1.1.4 Tasandatud kaevandusalade metsastamine

Tasandatud puistanguid on keeruline põllumaana kasutada, sest need pinnad on toitainetevaesed, kivised ja üldiselt ei ole see tegevus majanduslikult perspektiivikas. Põllumajanduslik otstarve tuleks päevakorda, kui esineksid viljakamad mullad. Sellest lähtuvalt on kasulikum seni tasandatud ja tulevikus tasandatavad puistangud metsastada. Tasandatud puistangute metsastamise eesmärgiks on maastiku kujundamine, tööstusliku puidu saamine ja õhu saastumise vähendamine. Üldreeglina toimub metsastamine kohe pärast tasandamist järgneval kevadel, sest siis on maapind kobe, looduslik taimeustumine ei ole alanud ja niiskusevarud on piisavad. Narva karjääris alustati metsandusliku rekultiveerimisega 1972. aastal. (Kaar *et al.*, 1992; Pae, 1996; Lüüde, 2000; Kaar, 1968; Kaar 1971)

Metsastamise puhul rajati katsealad, kus selgitati välja kõige sobivamad puuliigid tasandatud pinnastele. Katsetati isegi erinevatest maailmaosadest pärit seemneid, aga siiski on põlevkivikarjäärade tasandatud puistangutes domineeriva liigina kasutatud hariliku männi (*Pinus sylvestris* L.) kultuure (86 % ulatuses). Hariliku männi kultuurid kasvavad tasandatud pinnal üsna edukalt, sest isegi väga kivistel paepankadel on männi kasvamamineku protsent küündinud 85–90-ni. Kõikides karjäärides on männikultuuride istutamise algtiheduseks kujunenud 5360 kultiveerimiskohta (1,25 X 1,5 m) hektaril. (Kaar, 2001; Kaar, 1997; Kaar 1998; Kaar, 2010)

Hariliku männi kultuuridega laialdane metsastamine ei ole olnud tark tegu, sest tehismännikud on tuleohtlikud ja tihti langevad nad seenhaiguste ohvriks (juurepäss). Ohu olemuse teadlikkusest on püütud männikultuuride vahele rajada lehtpuukultuure (arukask, sanglepp). Looduskaitse- ja ökoloogilisest seisukohast lähtudes ei ole hariliku männi monokultuursed istandused liigirikkuse ning kaitse koha pealt väärtuslikud, pigem väheväärtuslikud. Mait Sepa ja Margus Pensa (2007) väitel ei kannata rekultiveeritud metsad liikide arvukuse osas looduslikult uuenenud koosluste võrdlust välja. Nad leiavad, et kui vaadata 50 aastat ette, on rekultiveerimine vägagi asjakohane, aga kui lähtuda ainult pikemaajalistest ja ökoloogiliselt jätkusuutlikumatest perspektiividest, siis tasuks jätta maastik looduslikult uuenema. Sepp ja Pensa metsamajanduslikku kasu ka ei näinud. (Kaar, 2000¹; Kaar, 1997; Kaar 1998)

Hariliku männi laialdane kasutus puistute metsastamisel on tingitud küllaldasest, odavast istutusmaterjalist ning kevadel pikemast istutusperioodist võrreldes lehtpuude ja lehisega. Hariliku männi kõrval on katsetatud teisi männiliike nagu: keermänd (*Pinus contorta* Dougl. ex Loud.), must mänd (*Pinus nigra* Arnold), austria mänd (*Pinus nigra* var. *Austriaca* (Haess) Aschers. et Graebn.), krimmi mänd (*Pinus nigra* subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmb.), korsika must mänd (*Pinus nigra* subsp. *Laricio* (Poir) Maire), valge mänd (*Pinus strobus* L.), kollane mänd (*Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws.), siberi seedermand (*Pinus sibirica* (Rupr.) Mayr) ja ameerika punane mänd (*Pinus resinosa* Ait.). Kasvamamineku protsent oli kõige suurem harilikul männil (95%), järgnesid must mänd (80%), austria must mänd (80%), siberi seedermand (79%), kollane mänd (70%), kuid aasta jooksul hukkus palju taimi, näiteks kollane mänd oli suveks peaaegu täielikult hukkunud. Istutused on tehtud kiilu abiga või käsitsi. Masinatega istutati viimati seitsmekümnendatel aastatel, aga tänapäeval ei kasutata pinnase kivisuse ja mikroreljeefi ebatasasuse pärast. (Kaar, 2002²; Kaar, 2010)

Peale hariliku männi kasvavad põlevkivikarjääride tasandatud puistangutel hästi euroopa lehis (*Larix Decidua* Mill.), vene lehis (*Larix russica* Sabine ex Trautv.), siberi lehis (*Larix sibirica* Ledeb.) ja kuriili lehis (*Larix kurilensis* Mayr). Viimaste andmete järgi (2007.a.) moodustavad lehisepuistud 1,5% tasandatud puistangute metsastatud aladest. Tasandatud puistangutele istutati lehist 1960 – 1994. aastani, aga hiljem seda kultuuri rekultiveerimises ei kasutatud (ei peetud soovitavaks). Algselt istutati esimesed siberi lehised Aidu karjääri männikultuuride segusse. Mõlemad liigid konkureerisid valguse pärast ja seetõttu toimus mõlemapoolset taimede hukkumist. Lehistele on kõige sobivamateks kasvukaaslasteks harilikud pärnad (*Tilia cordata* Mill.) ja harilikud kuused (*Picea abies* (L.) Karst.). Sirgala

karjääris istutati üheaegselt lehistega ka paariaastaste seemikutega harilik pärn. Lehiste kõrvale pandi harilik pärn kasvama põhimõttega, et ta aitaks kaasa lehise laasumisele ja, et pärna lehed soodustaksid okkavarise lagunemist. Katse näitas, et pärnade mõju lehiste laasumisele ja okkavarise lagunemisele on väike. Möödunud aastad näitasid, et kõikides põlevkivikarjääride tasandatud puistangutel asuvates katse- ja tootmiskultuurides kasvasid paremini euroopa, siberi, vene, kuriili ja mingil määral korea lehised. (Kaar, 2010; Kaar et al., 1996)

Põlevkivikarjääride tasandatud puistangutel lehtpuude tootmis- ja katsekultuuridest on väga hästi kasvanud arukask (*Betula pendula* Roth.). Arukaske on Eestis tasandatud puistangutele rajatud 54% ulatuses, mida võimaldas hästi välja töötatud puukoolide istutusmaterjali kasvatamistehnoloogia. S. Morawski (1967) soovitas oma katsete põhjal arukase istutamist lubjakivirikastele karjääri aladele. Aidu karjääri katsekultuuride (hariliku männi ja arukase) põhjal on välja tulnud, et 37- aastase männiku keskmine kõrgus on 13,6 meetrit (rinnasdiameeter 13,7 cm ja tagavara 210 tm/ha) ja arukaasik 19,6 meetrit (rinnasdiameeter 14,2 cm ja tagavara 262 tm/ha). Kiviste (2001) andmetele baseerudes ületab kasvuperioodil arukaasiku kõrgus männikut 3 meetri võrra. Samas on ka arukase lehed toitainerikkamad, kui seda on männiokkad, sest lehed sisaldavad lämmastikku, kaltsiumi, magneesiumit ja fosforit rohkem, kui männiokkad. Näiteks Narva karjääris kasvavate arukaskede lämmastiksisaldus oli 1,31 – 2,09% (männiokastes 0,7 – 1,03%) ja fosforisisaldus 0,19 – 0,29% (männiokastes 0,11 – 0,16%). Kaaliumisisaldus on ainukesena männiokastes suurem. Lähtudes kaselehtede lämmastiksisaldusest on kaskede varis lämmastikurikkam ja sellest tingituna kaselehed kõdunevad kiiremini, kui männiokkad ja neil on ka kiirem aineringe. Männiokastest kiiremini lagunevad arukase lehed rikastavad toitainetevaeste puistangualde muldi peamiselt lämmastikuga ja veel mõne teiste toiteelemendiga (kaltsium, fosfor, magneesium) ning aitavad kaasa mullatekkele. (Kiviste, 2001; Kaar, 2010)

Ühe grammi kuivaine moodustamiseks kasutavad kased vähem lämmastikku, rohkem kaaliumi ja kaltsiumi kui männid, seega sobivad nad ideaalselt tasandatud kaltsiumirikastele põlevkivikarjääridele. Arukaskede kiire kasvu tõttu puuduvad neil looduslikult arenevate puude seas konkurendid. Nad omavad suurt metsakaitset tähtsust, tuleohutuse kui ka seenhaiguste ja putukahjustuste leviku tõkestamisel. (Kaar, 2010)

Sanglepp (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) ja hübriidlepp (*Alnus hybrida* A. Br.) on väga kivistel puistangutel arukasest sobivamad puuliigid. Lepad kasvavad sellistel muldadel väga edukalt,

näiteks Narva karjääri 12- aastaste kultuuride keskmine kõrgus oli harilikul männil kaks meetrit, arukasel ja euroopa lehisel neli meetrit ning sanglepal koguni kuus meetrit. Lepakultuure on kasutatud tasandatud pinnaste metsastamiseks väga vähe, kõigest 0,2% (2007. aasta andmed). Meie kliimas soodustavad need puuliigid parimat mullateket. Puude kasvu soodustavad juurte peal elavad mügarbakterid, kes seovad õhulämmastikku. Puulehed lagunevad kiiresti ja tekib lämmastikurikas kõdu. Lepikute kõdus on üldlämmastikku 2 – 3 ja hästi omastatavat nitraatlämmastikku 2,7 – 4,2 korda rohkem kui seda on harilike mändide kõdus. Lehtpuude lehtede tuhasus on kaks kuni kaheksa korda suurem kui männiokastel, seega on ka varisega mulda tagastatav toitainete kogus kordades suurem kui okaspuudel. Noorte puudena (20-25 aastani) on lepad kiirekasvulised, aga hiljem jäävad nad kasvuga arukasele ja euroopa lehisele alla. (Kaar, 2010; Kaar *et al.*, 1996; Laansoo *et al.*, 2014)

1.2 Narva karjäär

Narva karjäär on Eesti suurim põlevkivikarjäär, mis rajati 1970. aastal (Mäeinstituudi teemaleht, 2012). Narva karjäär rajati sõjas kadunud Mustajõe küla kohale. Karjääri tööstusplatsi rajamine läks võrreldes kümnend varem rajatud Sirgala karjääri omast tunduvalt kergemini, sest samal ajal valmis Eesti Soojuselektrijaam ja projekti eestvedajateks olid juba kogemustega Sirgala karjääri rajanud mehed. (Jõesaar, 2002; Sepp *et al.*, 2009)

Narva karjääris läks kaevandamine sooladele, kuid seal ei kaevatud kuivenduskraave vaid pumbati vesi läbi settebasseinide Mustajõkke või Narva jõkke. Vett tuli palju, sest 1995. aastal ülesse paisutatud Narva veehoidla mõjutab piirnevate alade veeržiimi. Karjääri kõige edukamaks aastaks on jäänud 1974, mil kaevandati ja väljastati veidi alla nelja miljoni tonni põlevkivi. Hilisematel aastatel toodang langes, sest kaevandamise käigus esines ootamatult paksu ja mitmekesisest katendikihti. Narva karjäärist tulenev toodang jäi stabiilselt püsima 2,5 – 3 miljoni tonni tasemele. Alates 2000. aastast, mil Narva ühendati Viivikonna ja Sirgalaga üheks ettevõtteks tõusis kogutoodang taas 4 – 5 miljoni tonnini ning see kujunes Maailma suurimaks põlevkivikarjääriks. Nende meeletute põlevkivitonni kättesaamiseks tuleb teisaldada miljoneid kuupmeetreid vett ja pinnast. Tänapäevaks on seda tehtud mitmesaja ruutkilomeetri ulatuses. Narva karjääride läbikaevandatud ja rekultiveeritud aladele mahuks kaks ja pool Tartu linna, mis teeb ligikaudu 103,5 ruutkilomeetrit. (Mäeinstituudi teemaleht, 2012). (Jõesaar, 2002; Sepp *et al.*, 2009; Vihalem, 1990)

Narva põlevkivikarjääri karjääriviisilise kaevandamisega kaovad maastikult soolad, muutuvad metsaalad, juhitakse ümber vooluveesängid. Kvaternaarisetete koorimisel hävinevad taimekooslused, muutub ökoloogiline situatsioon. Põlevkivi tootmisel purustatakse põlevkivikihti katvad kivimid, need paigutatakse ringi ning kujundatakse uus maastik. Inimeste ligipääsu kaevandatavale alale on inimpõlve jooksul järjest piiratud. Naabruses asuvate kaitsealade hoidmiseks (Puhatu looduskaitseala piirid) on loodud keskkonnaseiresüsteem, mille tulemuste põhjal rakendatakse vajalikke kaitsemeetmeid. (Jõesaar, 2002; Sokman, 2010)

Pärast Narva karjääri sulgemist täituvad transpordi- ja tootmistranšeed veega ning moodustub kammikujuline järvistu. Osad korrastatud maad on aktiivselt kasutusel juba praegu – sõjaväe harjutusalana. Karjäärialadel on kujunenud uued taime- ja loomakooslused, mõnes kohas on mets juba enam kui 40 aastat vana. Karjäärialad on populaarsust saavutanud jahipiirkondadena. (Sokman, 2010)

1.3 Seadusandlus

Maavarade kaevandamine, kasutamine on korraldatud maapõueseadusega ja kaevandamiseseadusega. Maapõueseadus võeti vastu 23.11.2004. aastal Riigikogu poolt ja sätestab maapõue uurimise, kaitsmise, kasutamise korra ning põhimõtted eesmärgiga tagada maapõue majanduslikult otstarbekas ja keskkonnasäästlik kasutamine (Maapõueseadus, 2004). Kaevandamiseseadus võeti vastu 29.01.2003. aastal Riigikogu poolt ja sätestab inimese, vara, keskkonna ohutuse ning maardlate säästliku kasutamise tagamiseks nõuded (Kaevandamiseseadus, 2003).

Põlevkivi kasutamist põletusseadmetes ja õli tootmisel reguleerivad aktid on välisõhu kaitse seadus ja jäätmeseadus. Vabariigi valitsus on heaks kiitnud „Põlevkivi kasutamise riikliku arengukava 2008–2015”, „Eesti elektrimajanduse arengukava 2008–2018” ja „Ehitusmaavarade kasutamise riikliku arengukava 2011–2020”, mis käsitleb kogu Eestis paikneva lubjakivi, dolokivi, kristalliinse ehituskivi (Eestis peamiselt graniit), liiva, kruusa ja savi kaevandamist ning kasutamist. (Keskkonnaministeerium)

Kaevandamislubasid annavad välja keskkonnaministeerium, maakondlikud keskkonnateenistused ja kohalikud omavalitsused. Soovitatav oleks, et rekultiveerimise tingimuste määramist ei jäetaks vaid ametnike hooleks. Soodsa ühiskondliku hoiaku kujundamiseks tuleks juba kaevandamisloa taotlemise algfaasis tutvustada kohalikele

elanikele võimalusi kaevandamisjärgse maastiku korrastamiseks. Tekitades tühermaa asemele järvesilma või suusamäe, oleksid eeldatavasti elanikud nõus mõnda aega taluma ka kaevandamisega kaasnevat müra ja tolmu. (Tomberg, 2010)

2. Varis

Varis on metsa arengu kestel maapinnale varisenud lehed (okkad), võrsed, peened oksad, pungad, kooretükid, õied, viljad ja alustaimestiku jäänused, millest lagunemise tulemusena moodustub metsakõdu ja mullahuumus. Teatud osa orgaanilisest ainest satub mulda ka nn mullavarisenäna juurte, eriti peente juurte hukkumisel. (Laas *et al.*, 2012)

Aasta jooksul jõuab mulda varise näol märkimisväärne osa orgaanilisest ainest, sest 12 kuu jooksul variseb metsaalusele maapinnale keskmiselt 1-7 t/ha orgaanilist ainet. Varise kogus ja toitelementide sisaldus sõltub puistu liigilisest koosseisust, juurdekasvust (boniteedist), vanusest ja tihedusest. Liigiliselt on väiksem varise kogus okaspuupuistutes – männikutes 1 – 3 t/ha/a ja kuusikus 1,8 – 2,5 t/ha/a. Aastane varise kogus on suurem haavikutes ja kaasikutes, aga kõige suurem laialehistes metsades, näiteks tammikutes 3,5 – 4,5 t/ha/aastas. (Laas *et al.*, 2012)

Paljude uurimuste põhjal võib lehtpuude erinevaid liike reastada tekkiva varise koguse põhjal. Varise tekkel mängib suurt rolli puuliik ning see, kas tegemist on varjataluva –või valgusnõudliku liigiga (saar, arukask, haab, pärn, vaher, pöök, sanglepp, jalakas, tamm). Kõige rohkem tuleb varist varjatalumatelt liikidelt, sest neil on võra ehituslikult pikem ja tihedam. Üldjuhul tekib varist segapuistutes rohkem, kui puhtpuistutes. (Laas *et al.*, 2012)

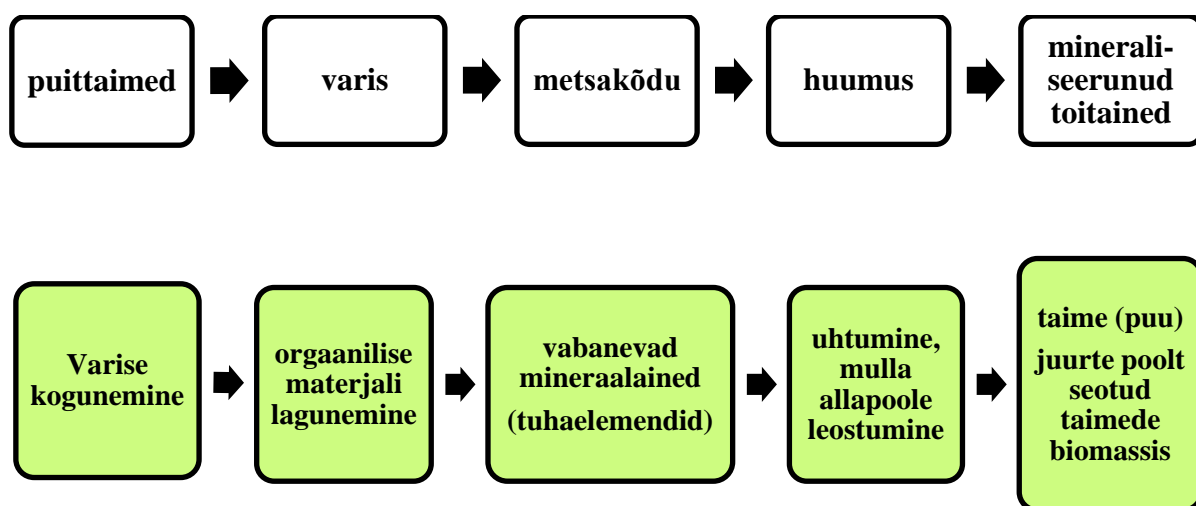
Varis on oma olemuselt looduslik väetis ja temas sisalduvad toiteelemendid on pidevas liikumises. Kord on puu toiteelemendid mullast ammutanud ja neid tarvitanud ning lõpuks jõuavad need jälle varise näol mulda tagasi. Varise teket soosib ka viljakama pinnasega kasvukoht, sest seal on soodsamad tingimused taimestiku ja alusmetsa arenguks. (Laas *et al.*, 2012)

Lehtedes ja okastes asub põhiline osa mineraalainetest, mis langeb puistu eluea jooksul koos varisega mulda tagasi, mullast hangitud mineraalainetest jõuab protsentuaalselt tagasi 60-90% lämmastikku ja 80-90% tuhaelemente. Näiteks kogu puistu maapealse osa aastasest lämmastikutarbimisest langeb varisega tagasi kaheksa-aastasest arukaasikus 105 kg/ha/a ehk 79% , 90-a kaasikus 90% ja 100-a kuusikus 74kg/ha/a ehk 56%. (Laas *et al.*, 2012)

Sügisel, enne lehtede varisemist, liiguvad enamikel lehtpuu liikidel toitained puu teistesse osadesse, peamiselt koore sisse, võrsetesse ja juurtesse. Osadel puudel varisevad lehed see-

est rohelisena (hall lepp, harilik saar), säilitades kõrge lämmastikusisalduse, mille tõttu lagunevad lehed kiiresti. (Laas *et al.*, 2012)

Varis moodustab maapinna peale orgaanilise materjali kihi, mis hakkab vähehaaval lagunema. Osalise lagunemise järel satuvad varisenud lehtedest, okastest, oksakestest ja kooretükkidest toitained ülemistesse mullakihtidesse, kus nad muundatakse taimedele omastatavaks. Teatud soodsates tingimustes võib mingi osa toitaineid leostuda ka sügavamatesse mullakihtidesse. (Laas *et al.*, 2012)



Joonis 1. Orgaanilise aine moodustumine, muundumine ja liikumise ringprotsessid (Laas *et al.*, 2012)

2.1 Varise lagunemine

Varise lagunemine võib olla pikem või lühem protsess, mis sõltub varise omadustest ja lagunemistingimustest, näiteks sinikamännikus lagunevad männiokkad ligikaudu kümme aastat. Varise lagunemise võib jaotada vähemalt kahte etappi, esimeses etapis lagunevad lahustunud ühendid ja ligniini mittesisaldavad süsivesikud (tselluloos ja hemitselluloos). Lagunemiskiirus sõltub mikroobide ja selgrootute lagundajate aktiivsusest ja kergesti lagunevate ühendite hulgast. Lagunemise järgmises etapis on järele jäänud peamiselt ligniin ja sellega seotud tselluloos, mille lagunemiskiiruse määrab omakorda ligniini lagunemiskiirus. Varise lagunemise käigus süsiniku (C) ja lämmastiku (N) suhe väheneb ehk süsinik eemaldub lagunevast varisest kiiremini kui lämmastik. Arvatakse, et mineraalmuldades on orgaaniline süsinik jaotunud kihiti, kõdu- ja huumushorisondis on 28%, mineraalses, kuni ühe meetri tuseduses kihis 68% ja eelnevast kihist sügavamal 4%. Varise lagunemist hilisemas etapis

võib aeglustada kõrge lämmastikusisaldus, sest see pidurdab ligniini lagunemist. (Laas *et al.*, 2012)

Süsiniku ja lämmastiku suhe näitab orgaanilise aine omadusi, samamoodi on C ja N suhe seotud ka lämmastiku mineralisatsiooniga või immobilisatsiooniga. Lämmastiku immobilisatsioon on taimedele kättesaadavate N-ühendite siirdumine kättesaamatusse vormi. Algselt varise madal C : N (20-25) suhe soodustab varise kiiret lagunemist esimesel perioodil, aga mullamikroobide endi süsiniku ja lämmastiku suhe on väga madal (8:1). (Laas *et al.*, 2012)

Peale mikroorganismide ja selgrootute tegevuse sõltub varise lagunemiskiirus veel varise lisandumise hulgast, temperatuurist, niiskusest, mulla anorgaanilise lämmastiku hulgast ja varise iseloomust (osakeste suurus ja ligniini/vahade sisaldus). (Laas *et al.*, 2012)

Varis laguneb puuliigiti erinevalt, sest erinevatel liikidel on süsivesikute või ligniinisaldus erinev. Peale selle võib puuliikide ligniini struktuur olla erinev, millest lähtuvalt omakorda laguneb ka erineval viisil. Näiteks on kuuse okkavaris halvasti lagunev, kuna okkad on kaetud vahakihiga. Okaspuude okkad sisaldavad rohkesti ligniini, kuuseokaste ligniinisaldus on 34% ja männil 27%. Kase lehevaris laguneb kiiremini kui okaspuudel, sest sisaldab vähem ligniini (14,5%, Melillo *et al.*, 1982) ja rohkem kergesti lahustuvaid ühendeid. Erinevate variseliikide lagunemiskiirus täpselt samas kasvukohas võib olla oluliselt erinev. Aktiivne bakterite tegevus sõltub ka mulla reaktsioonist, sobivaim on neutraalne või nõrgalt happeline reaktsioon, aktiivselt lagundavad ka seened orgaanilist ainet happelistes muldades. (Laas *et al.*, 2012)

Keskkonnategurid mängivad väga suurt rolli, orgaanilise aine lagundamisel on äärmiselt oluline mulla soojus- ja niiskusrežiim. Mida kõrgem on mullatemperatuur, seda kiiremini orgaaniline aine laguneb. Mikroorganismide elutegevus vaibub temperatuuri langusega (talvel) ja intensiivistub temperatuuri tõusuga. (Laas *et al.*, 2012)

Mikroorganismide tegevust pidurdab liigkuivus, sest see vähendab nende aktiivsust ja biomassi, mille tagajärjel pidurdub ka lagunemisprotsess. Mulla niiskuse suurenemine soodustab orgaanilise aine lagunemist, eriti lämmastiku vabanemist sellest. Piisav niiskus suurendab kõdu lagunemiskiirust nii kaua kuni õhu juurdepääs on küllaldane. Liigse niiskuse tagajärjel on oht õhupuuduse tekkele, mis tekitab anaeroobse keskkonna, kus hakkavad

elutsema anaeroobsed bakterid, mille tagajärjel orgaanilise aine lagunemine aeglustub. Efektiivseks orgaanilise aine lagundamiseks on sobivaim aeroobne keskkond, kus saavad elutseda aeroobsed bakterid ja seened. (Laas *et al.*, 2012)

2.2 Mullabioloogia

Mulla elavosa koosneb mulla mikroorganismidest (bakterid, seened) ja paljudest selgrootutest (vihmaussid, mardikad ja nende tõugud, molluskid) ning väikestest selgroogsetest, eeskätt närilistest. Metsamulla peamisteks bioloogilisteks komponentideks on taimejuured, seened, mikroobid, mullaloomastik, kes kõik osalevad metsaökosüsteemi funktsioneerimises, peenendades ja lagundades orgaanilist ainet. Mullafauna elutegevuse käigus vabanevad ained mullakeskkonda ja atmosfääri, mõjutades ainete ringlust ökosüsteemis. (Ivask, 2010; Laas, 2012)

Mulla mikrofloora on mikroorganismide (vetikate, mikroseente, bakterite) mullas elutsevate rühmade kogum (mikroobikooslus), edendades tähtsat osa ainete ringkäigus ja mullatekkes. Erinevad mikroobide rühmad on mõjutatud mulla reaktsioonist, valgustingimustest ja niiskusest. Mikroobid mõjutavad tugevasti varise lagunemise kiirust, olles ka peamised muundajad lämmastiku ja süsiniku mineralisatsioonis. Orgaanilise aine peamised tarbijad metsamuldades on mikroobid, teostades üle 90% lagundamiset ja mineralisatsiooni. Lehtpuude varise lagundajate hulgas on ülekaalus bakterid. Metsamuldades eriti ülekaalukalt on esindatud seened, sest nad on produktiivsed ligniini lagundajad. Seened kasutavad väliseid ensüüme orgaanilise aine lagundamiseks. Ainult anaeroobsetes muldades domineerivad bakterid seente üle. Seened on arvukaimad lagundajad õhustatud metsamuldades, olles ülekaalukalt esindatud ka männi varises. (Ivask, 2010; Laas, 2012)

Mullas elutsevate loomade kogumit nimetatakse mullafaunaks, see moodustab metsaökosüsteemis metsafauna lahutamatu osa. Keha suuruse alusel jaotatakse mullafauna kolme funktsionaalsesse rühma: meso -, makro- ja megafauna. Umbes 90% mullafauna biomassist asub tavaliselt pindmises mullakihis (10 cm). Mullas elab veel selgroogseid (mutt, väikenärilised). Tähtis osa on mullafaunal kõdu füüsilises peenendamises, mis valmistab orgaanilist ainet ette järgnevateks mikrobioloogilisteks tegevusteks. (Ivask, 2010; Laas, 2012)

Mullaelustik tarbib suurtes kogustes toitaineid, mis liiguvad toiduahelas ühelt troofiliselt tasemelt teisele. Vihmaussid peenestavad ja lagundavad varist ja mulla orgaanilist ainet. Lestade ja hooghännaliste osatähtsus varise otseses tarbimises on väike, kuid nad tarbivad

seeneniidistikku. Algloomade peamiseks toiduks on bakterid ja männikutes suudavad amööbipopulatsioonid ära tarbida 60 – 100% bakteritest. Kõrgeimal troofilisel tasemel asuvad kiskjad, kes tarbivad omakorda mikroobidest ja varisest toituvaid organisme. Ämblikud on tippkiskjad, kes võivad ära süüa saakloomi üle kahe korra rohkem võrreldes nende aastase keskmise biomassiga. (Laas, 2010; Waldbauer, 2003)

Mullas elutsevad selgrootud soodustavad mullahorizontide segunemist, suurendavad mulla poorsust ja aitavad kaasa vett läbilaskva struktuuri moodustumisele. Mullaelustiku kooslustest ja arvukusest sõltub metsakõdu lagunemise kiirus, iseloom, samuti metsamuldade füüsikalise-keemilised omadused ja profiil. Selget seose esinemist on näha selgrootute poolt asustatud mullakihi ja huumushorisoni arengutaseme vahel. Huumushorisoni alumisest piirist sügavamale lähevad selgrootud peamiselt ebasoodate perioodide ajal, kuival suvel ja talvel, kui esineb tugevaid külmasid. Igale metsatüübile on kohastunud mullaelustik, mida iseloomustab teatud kindel elustiku koosseis ja arvukus. (Laas, 2010; Waldbauer, 2003)

2.2.1 Megafauna

Megafauna moodustavad üle 20 mm pikkused organismid, siia kuuluvad vihmaussid. Neid esineb mõni kuni mõni sada isendit ruutmeetri kohta. Vihmausside biomass on 10-100 g m². (Ivask, 2010)

2.2.1.1 Vihmaussid

Sugukond vihmaussid (*Lumbricidae*) kuuluvad väheharjasusside klassi (*Oligochaeta*), liike on maailmas üle 220 ja see arv kasvab, nendest 19 liiki on esindatud ka Euroopas ning 13 Eestis (Muraste Looduskool, 2007; Timm *et al.*, 2006; Edwards *et al.*, 1996; Kerge, 2001). Arvatakse, et Eestis leiduvate liikide vähesus on tingitud külmast talvest (Timm *et al.*, 2006).

Vihmaussid võivad elada viie kuni kümne aastaseks, näiteks harilik vihmauss elab üldjuhul viie aastaseks, kasvab 15 ... 20 cm pikkuseks (läbimõõt 1 cm) ja kaalub keskmiselt viis grammi (Kerge 2001; WormWatch¹). Nende lülistunud keha igale lülile kinnitub neli paari harjaseid, mis aitavad vihmaussil edasi liikuda ja ennast uuristamisel käikudes kinni hoida. Tuntuim liik - harilik vihmauss (*Lumbricus terrestris*), suudab ennast ringlihaste abiga paarikümne sentimeetri pikkuseks venitada ja pikilihaste töö tagajärjel (kokku surutult) olla sentimeetri jämedune. (Kerge, 2001)

Teadlaste jaoks on vihmaussid „ökosüsteemi insenerid“, sest nende olemasolul ja tegevusel on suur mõju mullale kui elukeskonnale. Vihmausside poolt uuristatud käikude süsteem suurendab vee ja hapniku kogust mullas, mis jõuavad seeläbi taimede juurteni ning teiste mullaorganismideni. Vihmaussikoosluse arvukuse ja liigilise koosseisu peamiseks mõjutajaks on toidubaas - mida suurem on orgaanilise aine sisaldus mullas, seda arvukam on ka fauna (Ivask *et al.*, 2006). Enamik vihmaussiliikidest segab metsavarise ja orgaanilise aine pinnasesse, mis kiirendab lagunemist ja toitainete vabanemist mulda. Vihmaussid töötlevad toitaineid (surnud taimed, muud mullaorganismid) ümber, et neid saaksid teised organismid ja selgroogsed loomad toiduks kasutada (Courtney *et al.*, 2010). Peale orgaanilise aine lagundamise osalevad vihmaussid lämmastiku mineraliseerumise protsessides, mõjutades seeläbi teiste mullaorganismide populatsioone, nad hajutavad pinnases seemneid (Ivask *et al.*, 2006; Kalda *et al.*, 2013). Üle poole miljoni vihmaussi suudab elada ainult ühel hektaril mullal. Koos elutsedes võivad nad aasta jooksul ära süüa üheksa tonni lehevarist, varsi, surnud juuri ja segada ümber 36 tonni pinnast. (WormWatch²; Courtney *et al.*, 2010; Boyer *et al.*, 2010; Haimi, 2010)

Kliimatingimused, taimkate, mullaomadused mõjutavad oluliselt vihmausside arvukust ja osatähtsust piirkonniti. Vihmausside jaoks on kõige olulisem mullaomadus mullaniiskus ja samamoodi elutegevuseks nende endi kehamassis sisalduv vesi 75 – 90%. Nad ei suuda oma kehas vett säilitada ja sellest lähtuvalt on vihmaussid eriti tundlikud mullaniiskuse vähenemise suhtes. Niiskusetase, mille juures vihmausside aktiivsus väheneb või elu lõpeb, sõltub vihmaussiliigist ja kuivaperioodi pikkusest. (Ivask *et al.*, 2006)

Mullatemperatuur mõjutab elutegevuse aktiivsust, paljunemist, ainevahetust, kasvu, hingamise intensiivsust. Vihmaussikoosluste eksisteerimiseks parasvöötmes on optimaalseks mullatemperatuuriks +2 ... +15°C. (Edwards *et al.*, 1996)

Vihmaussidele on kõige sobilikum neutraalse või nõrgalt aluselise ehk leeliselise reaktsiooniga mullad. Happelise reaktsiooniga mullad on üldjuhul ebasobivad, kuid nad on võimelised mingi perioodi nõrgalt happelises keskkonnas elama.

Vihmaussiliigid jagunevad eluviisi ja elupaiga põhjal kolme ökoloogilisse gruppi (Bouche, 1977; Ivask *et al.*, 2006; WormWatch³):

- **Aneetsilised liigid** on kohastunud ebasoodsaid tingimusi (kuivus) üle elama sügavates urgudes. Need vihmaussid (harilik vihmauss *Lumbricus terrestris* ja suur mullauss *Aporrectodea longa*) suudavad kaevata vertikaalkäike mõne meetri sügavuseni, aga toituvad siiski maapinnal. Aneetsilised liigid tunnevad ennast põllumajandustegevusest häirituna, sest mullaharimise käigus lõhutakse nende kaevandatud urud ja seetõttu eelistavad madalama intensiivsusega põllumajandustegevusega elupaiku.
- **Endogeilised liigid** elavad enamjaolt toitaineterikkamas ülemises mullakihis (suurem orgaanilise aine sisaldus) ja ebasoodsa perioodi elavad üle inaktiivses olekus. Need liigid on valdavalt esindatud põllumuldades, sest nad on põllumajandusliku tegevuse suhtes kõige leplikumad. Siia alla klassifitseeruvad harilik mullauss (*Aporrectodea longa*), kes on Eesti looduslike- ja haritavate muldade kõige tavalisem liik, roheline mullauss (*Allolobophora chlorotica*), roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*).
- **Epigeilised liigid** elutsevad mulla kõige ülemises ja samas ka orgaanilise aine rikkaimas kihis. Nende elukoha valik sõltub väga palju niiskustingimustest, kuid olles samas esindatud kõigis looduslikes muldades. Epigeilised liigid (tume vihmauss *Lumbricus castaneus*, kaheksakant-kõduuss *Dendrobaena octaedra*, peen kõduuss *Dendrodrilus rubidus*, punane vihmauss *Lumbricus rubellus*) on põllumajandustegevuse suhtes väga tundlikud ja seetõttu eelistavad mõnevõrra looduslikumat elupaika. Peamiselt esinevad metsades, rohumaade kõdukihis, aga nad ei kaevanda käike mineraalmulda.

Vihmausside bioloogilist mitmekesisust vähendavaks teguriks on sisserännanud ja sissetoodud võõrliigid, näiteks *Dendrobaena veneta*, mida kasutatakse meelsasti kalameeste poolt kalade söödana. Võõrliigid tõrjuvad välja põlisisukaid, konkureerides nendega elupaiga ja toidu pärast. Võõrliikidest vihmaussid ise omal jõul kaugele ei levi, kui siis ainult loomade, lindude ja voolava veega. Peamiseks võõrliikide levitajaks on inimene, kandes teadlikult või mitteteadlikult võõrliike edasi: põllutööriistadega, masinatega, puuistikute mullapallidega, taimedega. (Timm *et al.*, 2006)

Vihmausside levimise kohta on avaldatud mitmeid andmeid, esiteks on nad väga passiivsed liikujad nii muna faasis kui ka isendina (liikumine piiratud) – ei ole kohastunud pikki vahemaid läbima (kilomeeter või rohkem). Neid ei ole kerge transportida st. vihmaussid ei levi tuulega ega liigu mööda ojasid. Nad ei suuda ellu jääda mullas, mis on kuiv, liiga soe ja

kus puudub orgaaniline aine. (Eijsackers, 2010; Kalda *et al.*, 2013) Vihmausside populatsioonikasv on aeglane, sest nende keha kasvab ja areneb aeglasti. Samas on nad võimelised koloniseerima ja asustama tähelepanuväärselt kiiresti uusi substraate: lendtuhka, setteid, põlevkivi aherainet. Edukalt suudavad läbida lühikesi vahemaid ja asustada esmaseid pinnaseid, muutes neid paremateks elupaikadeks. (Dunger, 1989; Eijsackers *et al.*, 2009)

Vihmaussi munade passiivne levimine on sarnane seemnete levimisega. Tugevate vihmadega tekivad tulvad viivad munad kergesti kaasa. Munad levivad tihtipeale lindude ja imetajatega (sulestikuga, karvaga, toiduga, väljaheitel) inimeste jalgadega, traktori ratastega (Marinissen *et al.*, 1992). Vastavalt liigile suudavad munad ebasoodsaid perioode üle elada (üleujutusi, põuda, külma), aga on tõestatud, et nad on tundlikud raskmetallide suhtes (Eijsackers 2010). (Kalda *et al.*, 2013)

2.2.2 Makrofauna

Makrofauna hulka kuuluvad putukad (mardikalised, põrnikad) ja teised lüljalgsed (kakandid, hulkjalgsed jne), limused, nende kehapiikkus on 2-20 mm. Neid esineb ruutmeetri kohta mõnedest sadadest kuni mõnede tuhandeteni, biomass 0,1-2,5 g m². Makrofauna parandab toitaineteressursside kättesaadavust teistele liikidele, liigutades füüsiliselt ümber biotilist materjali ja tekitades seeläbi elupaiku teistele mullafauna rühmadele. (Ivask, 2010; Laas, 2012)

2.2.2.1 Mardikalised

Mardikalised (*Coleoptera*) on liigirikkaim putukate rühm (EE, 2006). Mardikalised arenevad täismoondega, nende keha katab tugev kitiinkest ja kasvavad 0,3 – 160 mm pikkuseks (EE, 2006). Tänu valmikute ja vastsete suurele eluvormide mitmekesisusele, asustavad mardikalised väga erinevaid biotoope ja kooslusi. Maismaal elutsevaid liike on tunduvalt rohkem, kui mageveeökosüsteemides elutsevaid. Maapinnal elutsevad väikesed mardikad on võimelised kiiresti kohanema ebastabiilse elupaigaga, aga suuremad liigid soovivad elada stabiilses keskkonnas (Burel *et al.*, 1995). Eestis on mardikalisi leitud 3073 liiki, see arv suureneb (Elberg, 1995¹). (Luig, 2003)

2.2.2.2 Hulkjalgsed

Hulkjalgsed (*Myriapoda*) on Eestis väheste liikidena (38 liiki leitud, arvatakse olevat 50) esindatud lüljalgsede rühm (Vilbaste, 1953; Elberg, 1995²). Nad on usja-, silinderja-, tugeva-, lülilise keha, paljude jalgadega maismaalüljalgsed, kasvades kuni 30 cm pikkuseks (EE,

2006²; Luig, 2003; Curry, 1994). Nad on varjatud eluviisiga, elades peamiselt metsakõdus ja pinnases (Luig, 2003; Tamm). Lüljalgsed sõltuvad elukeskkonnast (taimestik, pinnas) ja osad makrolüljalgsed on head mulla kvaliteedi ja rekultiveeritud kaevandusalade pinnase indikaatorid (Dunger, 2005). Hulkjalgsed jaotatakse nelja klassi: *Pauropoda*, *Symphyla*, *Chilopoda*, *Diplopoda* (Brown, 1978). Tuntuimad on neist sadajalgsed (*Chilopoda*) ja tuhatjalgsed (*Diplopoda*). (EE, 2006²; Luig, 2003)

Tuhatjalgsed (*Diplopoda*) elavad üldiselt metsades langenud varise all, samas leidub neid ka põldudel ja aedades kivide, puutükkide all. Nad on olulised kõdu lagundajad, toitudes ise kõdunevast taimsest ainest (taimtoidulised), vahel ka taimede juurtest. Tuhatjalgsetel on väga väikesed jalad ja kõige rohkem jalgu on ühel võõramaa liigil – 139 paari (Tamm; Kuu, 2012). (Tamm)

Sadajalgsed (*Chilopoda*) on aktiivsed röövloomad (kiskjad), varjatud eluviisiga ning veedavad suurema osa elust pinnases kivide ja puutükkide all ning metsakõdus. Sadajalgsete keha on selgelt lapik ja igale kehalülile kinnitub üks paar jalgu (31-177 paari) (Kuu, 2012). Viimased jalad (lohajalad) on teistest pikemad ja tahapoole suunatud. Sadajalgadel silmad puuduvad, nad elavad ja liiguvad täielikus pimeduses. (Tamm)

2.2.2.3 Ämblikud

Ämblikulised (*Araneae*) on maailmas esindatud rohkem kui 50 000 liigiga. Ämblikulised on ämblikulaadsed selgrootud, kes kasvavad vastavalt liigile 1 mm – 10 cm pikkuseks (EE, 2006¹). Eestis on leitud 519 liiki ja sugukonniti on põldudel eriti levinud kangurlased (*Linyphiidae*), huntämbliklased (*Lycosidae*), sireämbliklased (*Tetragnathidae*), võrkurlased (*Araneidae*) ja keraämbliklased (*Theridiidae*). Euroopas on ämblike sugukondadest kangurlaste oma kõige levinuim, keskmiselt 75% ja vähem on maapinnal jahtivaid ämblikke – sugukonnast huntämbliklased (keskmiselt 14%). (Meriste, 2004)

Ämblikud on domineerivad kiskjad, kes toituvad elavatest saakloomadest ja asustavad kõige mitmekesisemaid ökosüsteeme: rannikualasid, niite, soid, agraarökosüsteeme (Sunderland, 1999; Ivask *et al.*, 2004). Loomtoidulistena etendavad nad olulist osa biotsünoosis üksikute loomarühmade omavaheliste arvukussuhete reguleerijatena. Nad söövad teisi ämblikke ja röövlõõmi, et vähendada omavahelist konkureerimist elupaiga ja toidu pärast (Hodge, 1999). Ämblikulised omavad ka majanduslikku tähtsust, sest nad toituvad paljudest põllukahjuritest (Sunderland, 1999). (Ivask *et al.*, 2004)

Väga paljude ämblike põhitoiduks on metsade kõdukihis ja niitudel hooghännalised või lehetäid, aga see on nende jaoks liiga ühekülgne toit (Meriste, 2004). Pigem eelistavad nad kvaliteetsemat toitu – kahetiivalisi (*Diptera*), liblikaid (*Lepidoptera*), sipelgaid (*Formicidae*), mardikaid (*Coleoptera*), lutikaid (*Hemiptera*) (Meriste, 2004; Vilbaste, 1969; Ivask et al., 2004). Väheväärtuslik toit aeglustab ämblike arengut ning suurendab suremust, aga rikkalikum söök kiirendab ämblike kasvamist ja üldist arengut (Meriste, 2004). Ämblike esinemine põllumajandusmaastikel sõltub oluliselt taimekaitsevahendite kasutamisest, mille suhtes nad tundlikud on, aga ka taimeliigist/liikidest, põldude ja rohumaade suurusel, nende äärealadest (Marc *et al.*, 1999). Maakasutuse intensiivsusega langeb ämblikukoosluste arvukus (Kuu, 2001; Marc *et al.*, 1999). Põldudel kasutatakse happesuse vähendamiseks lupjamist ja ämblike puhul on selle tagajärjel suurenenud kangurlaste ja vähenenud huntämblike osakaal (Buckton *et al.*, 1997).

2.2.3 Mesofauna

Mesofauna moodustavad 0,1 – 2,0 mm pikkused organismid: hooghännalised, lestad, valgeliimuklased. Nende biomass ruutmeetri kohta on 0,01-10 g. Mesofauna on varise muundaja, produtseerides orgaanilisi struktuure väljaheitetombukestena, mille mõju mulla struktuurile on minimaalne. (Ivask, 2010)

2.2.3.1 Valgeliimuklased

Valgeliimuklased (*Enchytraeidae*) on rõngusside hõimkonda kuuluv sugukond väheharjasusside klassist, Eestis on neid 68 liiki (Graefe *et al.*, 2004; Ivask, 2011). Nad on väikesed, valged, poolläbipaistvad ja raskesti märgatavad ussid, kasvades 0,1...5,0 cm pikkuseks (Kuu, 2012). Tegemist on peamiselt mullas (toitainetevaese, happelise reaktsiooniga toorhuumusmullas) elava sugukonnaga, kuid mõni liik elutseb ka mageveekogude mudas ja liivas (Graefe *et al.*, 2004; Kilham, 1994). Valgeliimuklastel on oluline osa aineringete ja energiavoogude edendamises, lagundades surnud orgaanilist ainet (taimejäänused) (Kuu, 2012; Ivask, 2011). Ühel ruutmeetril võib elutseda kuni 200 000 isendit, Eesti põllumuldades ligikaudu 3000 isendit/m², toitudes peamiselt mikroorganismidest ja taimsest varisest (Kuu, 2012). Mitmete mikroselgrootute - hooghännalised, valgeliimuklased, arvukus sõltub suuresti mulla mikrokliimast, orgaanilise aine levikust, põllumajandustegevusest (Crossley et al, 1992).

Eksperimentaalselt on tõestatud, et mullas, kus esinevad valgeliimuklased, nematoodid, ainuraksed loomad, hooghännalised, sipelgad ja vihmaussid on taimeproduksioon kõrgem kui ilma nende liikideta (Ivask, 2010).

2.2.3.2 Hooghännalised

Hooghännalised (*Collembola*) kuuluvad lüljalgsete hõimkonna (*Arthropoda*) mikroesindajate alla, mullaelustikus loetakse nad mesofauna hulka (Kanal, 2004). Hooghännalised moodustavad 20-50% mulla mikroartropoodide koguarvukusest (Hendrix, 2000). Nad kuuluvad ürgtiivutute putukate (*Apterygota*) (Sabais, 2011) siselõugsete alamklassi (*Entognatha*) ja on kõige suurema levikuga parasvöötmes (Kanal, 2004). Maailmas leidub rohkem kui 6500 liiki hooghännalisi, kes moodustavad väikese osa kirjeldamata liikidest (Rusek, 1998).

Eestis arvatakse olevat 150 liiki hooghännalisi (ENE, 1988). Neid iseloomustab hüppamiseks vajalik hüppehark (Brown, 1978), kehakuju, kehapikkus (mõni millimeeter), kõrge paljunemisvõime, varjeeruv värvus (Neher, 1999) ning kõhutoru, mis on pööratav ja tagasi tõmmatav, võimaldades sellega loomale või substraadile kinnituda. Hooghännalised jaotatakse elukoha eelistuste järgi kolme tsooni: osad elutsevad taimedel, teised eelistavad elada kõdus ja mulla ülemistes kihtides, kolmandad elavad sügavamates mullakihtides, kus on täheldatud isendite mõõtmete vähenemist. (Brown, 1987)

Hoolimata väikestest mõõtmetest on hooghännaliste keskmine eluiga 5-6 kuud, kuid mõningatel liigid ka üle aasta või koguni kaks (Kanal, 2004., Kuu *et al.*, 2010). Mullas ja mulla ülemistes kihtides elavad hooghännalised aitavad hinnata mullakvaliteeti (Dunger, 2005). Hooghännalised on piiratud liikumisvõimega, näiteks *Onychirus armatus* muudab oma asukohta vaid 1-2 cm ööpäevas (Bengtsson *et al.*, 2002). Selline liikumisvõime võimaldab liike mullas kergemini tabada ja teiseks ei suuda nad toksikantide mõju eest koheselt migreeruda (Kanal, 2004).

Nende populatsioonid kasvavad kiiresti ning eri liigid on keskkonnatingimuste suhtes erineva tundlikusega, see omapära annab võimaluse hinnata kaevandusalade elustiku arengu kiirust ja kvaliteeti (Dunger, 2005). Hooghännaliste arvukus sõltub mulla pooride suurusest, toidubaasist ja niiskusrežiimist (Haarlov, 1955). Mulla õhupooride suurus on nende jaoks oluline, sest need on hooghännaliste peamisteks elupaikades, ise nad ei ole võimelised käike uuristama (Brown, 1978).

Hooghännalised toituvad peamiselt lagunevatest taimeosadest ja nendega seotud mikrofloorast (Neher, 1999), aga osad liigid toituvad lisaks surnud taimedele ka elavate taimede kudedest (Sabais, 2011). Hooghännaliste arvukus ja bioloogiline mitmekesisus kasvab koos taimeliikide mitmekesisusega (Sabais, 2011). Hõlmates kõiki troofilisi tasemeid on nad metsade kõdukihis ja niitudel toiduks ämblikele (Meriste, 2004). Hooghännalised võivad parandada mikrobioloogilist aktiivsust mullas, vahendada toitainete transpordiprotsesse mullas, kiirendada laguprotsesse ja kontrollida mullaorganismide populatsioonide dünaamikat. (Ivask *et al.*, 2013)

3. Materjal ja meetodika

3.1 Proovialade kirjeldus

Antud töö koostamiseks vajalik materjal on kogutud Ida-Virumaal asuvas Narva rekultiveeritud põlevkivikarjääris (vaata Lisa 1, joonis 1). Proovialad paiknesid 1980 – 2006 aastatel rekultiveeritud aladel kümne transektina. Välitööd Narva rekultiveeritud aladel toimusid kevadel (24.05.2012) ja sügisel (23.10.2012). Välitööde käigus koguti varise- ja mullaproovid, mõõdeti mullaniiskus, määrati domineerivate taimeliikide katvus.

Tabel 1. Üldandmed proovialade kohta. 1-prooviala nimi ja asukoht; 2-transekti koordinaadid; 3-rekultiveerimise aeg; 4-domineerivad taimeliigid; 5-taimkatte lühiiseloomustus; 6-mullakihi paksus (cm)

1	2	3	4	5	6
Narva 1, Ida- Virumaa	59°13'54'' 27°50'17''	2006	Katvus 15%, laiguti 40% B, C, J, K, L, M, N, O, V	Istutatud männid, noored pajud, kased ja haavad, valdavalt metskastik	10... 15
Narva 2, Ida- Virumaa	59°13'58'' 27°50'17''	2005	Katvus 15-20% A, B, C, J, K, L, M	Istutatud kased, paju ja haab	9 ... 13
Narva 3, Ida- Virumaa	59°14'2'' 27°50'18''	2003	Katvus ~ 30% A, B, C, E, J, K, L, M, N, O, P	Istutatud männid 8- 10 a., kask, paju, haab	9 ... 13
Narva 4, Ida- Virumaa	59°14'6'' 27°50'16''	2003	B, C, E, J, K, L, M, N, P, Q, U, W	Istutatud pajud, mänd, haab	3 ... 5
Narva 5, Ida- Virumaa	59°14'8'' 27°50'15''	2000	A, B, C, J, L, M, O, R, S, U, Ž, T, W	Kõrged männid (~12 a.), paju, kask ja haab	3 ... 5

1	2	3	4	5	6
Narva 6, Ida- Virumaa	59°14'34'' 27°50'19''	2000	Katvus ~ 100% A, B, C, J, K, L, M, Q, U, V	Männid (~12 a.) kõrgus 5-6 m, kask, paju, haab, alustaimestik tihe	~ 15
Narva 7, Ida- Virumaa	59°14'47'' 27°50'19''	1986	Katvus ~ 40%, metsa all laiguti lohkudes 100% A, B, C, D, E, F, G, J, K, N, Q	Lehis, kask, paju, kuusk, haab, mänd, keerdmänd	2 ... 5
Narva 8, Ida-	59°14'49'' 27°50'19''	1985	D, G, H, J, L, M	Lehis ja kuusk, alustaimestik praktiliselt puudub	1 ... 1,5
Narva 9, Ida-	59°15'8'' 27°50'19''	1985	B, C, E, G, J, L, M, N, P, Q, W	Mets hõre, boniteet madal, mänd, kuusk, paju, haab	3 ... 6
Narva 10, Ida- Virumaa	59°15'46'' 27°50'22''	1980	Katvus 10-15%, laiguti 40% A, B, C, E, I, J, K, L, N, O, Q, Š, Z	Männik (~30 a.), paju, kask, sarapuu, haab	5 ... 6

Märkused:

A – arukask *Betula pendula* Roth;

B – harilik haab *Populus tremula* L.;

C – paju *Salix sp* L.;

D – euroopa lehis *Larix decidua* Mill.;

E – harilik mänd *Pinus sylvestris* L.;

F – keerdmänd *Pinus contorta* Dougl. ex Loud.;

G – harilik kuusk *Picea abies* (L.) H.Karst.;

H – harilik pihlakas *Sorbus aucuparia* L.;

I – harilik sarapuu *Corylus avellana* L.;

J – metskastik *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth.;

K – paiseleht *Tussilago farfara* L.;

L – harilik võilill *Taraxacum officinale* F.H.Wigg. s.l.;

M – harilik raudrohi *Achillea millefolium* L.;

N – humallutsern *Medicago lupulina* L.;

O – ahtalehine põdrakanep *Epilobium angustifolium* L.;

P – valge mesikas *Melilotus albus* Medik.;

Q – ümaralehine uibuleht *Pyrola rotundifolia* L.;

R – tedremaran *Potentilla erecta* (L.) Raeusch.;

S – harilik hiirehernes *Vicia cracca* L.;

Š – harilik laanelill *Trientalis europaea* L.;

Z – harilik naat *Aegopodium podagraria* L.;

Ž – suur teeleht *Plantago major* L.;

T – metsmaasikas *Fragaria vesca* L.;

U – põldohakas *Cirsium arvense* (L.) Scop. var. *mite* (Wimm. et Grab.) Lange.;

V – metsosi *Equisetum sylvaticum* L.;

W – vööthuul-sõrmkäpp *Dactylorhiza fuchsii* (Druce) Soó;

3.2 Variseproovide kogumine

Variseproovid koguti Narva põlevkivikarjääri aherainemägedes 24.05.2012.a. kevadel ja 23.10.2012.a. sügisel. Kogumiskohtade asukoht valiti vastavalt ala rekultiveerimise vanusele. Rekultiveerimise aeg tehti kindlaks rekultiveerimise kaartide alusel. Kümnele transektilt koguti ühel välitööde perioodil 30 proovi (kevad ja sügis kokku - 60 proovi).

Variseproovi kogumiseks kasutati neljakandilist puidust raami (25X25 cm) ja kilekotte (30 l), kuhu sisse variseproov asetati (vaata Lisa 2, joonis 2). Proovi võtmiseks asetati raam maapinnale ja 25X25 cm ala sisse jääv varis korjati etiketeeritud kotti, millele oli märgitud transekti -ja proovi number. Ühelt transektilt võeti kolm proovi, kus proovide võtmise vahekauguseks jäeti vähemalt 15 meetrit.

Saadud variseproovid viidi Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži laborisse edasiseks töötlemiseks.

3.3 Varises sisalduvate selgrootute organismide kogumine ja määramine

Narva põlevkivikarjääri aherainemägedest kogutud variseproovid analüüsiti Tartu Kolledži laboris:

1. Etiketeeritud varise proovid avati ükshaaval, et vältida fauna välja liikumist kilekottidest.
2. Varis võeti kilekottidest välja ja asetati 30X40 cm suuruse ruudustikuga plastmassist aluse peale, millel oli kahe sentimeetri kõrgune äär, vältimaks fauna minema liikumist aluselt.
3. Varise seest selekteeriti ruudu kaupa pintsettide ja entomoloogilise nõela abil välja makro- ja megafauna. Mesofaunasse kuuluvad selgrootud on käsitsi kogumiseks liiga väikesed, mistõttu nad ekstraheeriti Tullgreni lehrtrite süsteemis.
4. Pintsettide ja nõelaga kogutud organismid fikseeriti etanoolis. Igale proovile lisati etikett, mille peal oli kirjas: transekti ja proovi number, kuupäev, proovi autor (vaata Lisa 2, joonis 5).
5. Ekstraheerimine on fauna eraldamine varisest, milleks kasutati Tullgreni lehrtrite süsteemi (vaata Lisa 2, joonis 4). Valgeliimuklased ekstraheeriti Graefe märgetraheerimismeetodil. Proovi suuruseks oli 25 grammi, mis asetati sõelale ja sõel asetati kraaniveega täidetud kaussi. Protsess toimib põhimõttel, et variseproovid

kuivatatakse ja soojendatakse ning varises olev loomastik (mesofauna, nt: valgeliimuklased) liigub soojusallikast kaugemale, veega küllastunuma keskkonna poole. Sõltuvalt proovist võtab protsess 24 - 96 tundi aega.

6. Organismide määramisel kasutati määrajaid (Chinery, M., 2005; Merivee, E., Remm, H. 1973; Haberman, H., 1968, 1962; Remm, H. 1967; Hayka, M. 1988, jt.). Abiks olid iga organismirühma spetsialistid Ivask, M. (vihmaussid, hulkjalgsed), Kuu, A. (hooghännalised, mardikad), Meriste, M. (ämblikud), Peda, J. (valgeliimuklased).

3.4 Varise kaalu määramine

Pärast fauna välja selekteerimist varisest puhastati proovid võõrkehade (aherainest, kividest, kuivanud mineraalmulla tükkidest, seentest), need korjati ükshaaval välja ja proov sõeluti sõelaga, mille avade \varnothing 2 mm. Võõrkehade puhastatud proovid asetati etiketeeritud kilekottidesse ja kaaluti atesteeritud kaaluga, mille tulemusena saadi variseproovi individuaalne kaal.

3.5 Varise ettevalmistamine keemiliseks analüüsiks

Puhastatud ja sorteeritud varise proovidest võeti iga transekti kolmest kotist kolm osa varist, mis jahvatati purustiga IKA® KMF 10 basic (toodetud Saksamaal). Jahvatamiseks kasutati ühe millimeetriliste avadega sõela ja purusti töötamise kiiruseks määrati 4000 pööret/ 1 minutis. Jahvatatud varis ~ 10 grammi pandi etiketeeritud paberkottidesse ja saadeti Eesti Maaülikooli Taimebiokeemia laborisse. Laboris määrati varise keemilised näitajad: happesus, kuivainesisaldus, üldlämmastik, üldfosfor, kaalium, orgaanilise aine- ja tuhasisaldus.

3.6 Mullaproovide kogumine

Välitööde käigus võeti Narva põlevkivikarjääri aherainemägedest kümneilt transektilt mullaproovid. Ühelt transektilt võeti kolm proovi, kus proovide võtmise vahekauguseks jäeti vähemalt 15 meetrit. Mullaproovid võeti ülemisest mullakihist (~15 cm) mullapuuriga (vaata Lisa 2, joonis 3), mille läbimõõt oli kaks sentimeetrit. Saadud proovid viidi analüüsimiseks Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži laborisse, kus määrati mikroobikoosluse hingamisaktiivsus ja biomass substraadi poolt indutseeritud hingamise meetodi põhjal (SIR meetod). Mulla mikroorganismide aktiivsuse määramiseks kasutati WTW OxiTop® manomeetrilist mõõtmisüsteemi (Reuschenbach *et al.*, 2003). Mulla keemilised näitajad

(üldlämmastik, üldfosfor, kaaliumisisaldus) määrati Eesti Maaülikooli Taimebiokeemia laboris.

3.7 Mikroobikoosluse hingamisaktiivsuse ja biomassi määramine indutseeritud hingamise meetodil

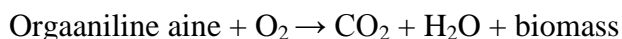
Pinnaseproovide (mineraalmuld, kõdu) mikroorganismide uurimisel on enamkasutatavaks meetodiks pinnase hingamisaktiivsuse mõõtmise CO₂ eraldumise või O₂ neeldumise kaudu (Brohon *et al.*, 2001). Mikroorganismide aktiivsuse määramiseks kasutati WTW OxiTop®, mis on Saksamaal toodetud manomeetiline mõõtmisüsteem. Mõõtmisüsteem ja katsetingimused vastavad rahvusvahelistele standardmeetoditele. (Reuschenbach *et al.*, 2003)

Mõõtmisüsteemi komponendid on alljärgnevad (Peda, 2011):

1. Anumad CO₂ siduva absorbendi jaoks
2. Gradeeritud klaasist mõõtmisanumad MG 1,0 (ruumala 1 liiter)
3. Mõõtmisanumate kaaned koos absorbendianumatega
4. Klambrid ja kummitihendid mõõtmisanumate sulgemiseks
5. OxiTop® mõõtepead (anduritega rõhumuutuse fikseerimiseks)
6. OxiTop® kontrolleri OC 110 (katsetingimuste määramiseks, protsessi pidevaks jälgimiseks, andmete ülekandeks mõõtepeadest arvutisse)
7. ACHAT OC tarkvara andmete digitaalseks esitamiseks

Manomeetrilise hapnikutarbe määramine põhineb rõhulanguse fikseerimisel suletud reaktsioonianumas. Orgaaniliste süsinikuühendite täielikul aeroobsel (hapnikuga) oksüdatsioonil tarbivad mikroorganismid hapnikku ja nende elutegevuse käigus vabaneb süsihappegaas (CO₂). (Peda, 2011)

Eelnevalt kirjeldatud protsessi saab tõlgendada järgneva võrrandiga (Peda, 2011):



Protsessi jaoks kasutatakse standardsuurusega hermeetiliselt suletavaid klaasanumaid ja mikroorganisme, kes tarbivad elutegevuseks hapnikku ning eraldavad süsihappegaasi. Antud protsessi puhul peavad mikroorganismid tarbima elutegevuseks vajaliku hapniku hermeetiliselt suletud mõõtanumas olevast õhust. Mikroorganismide tõttu väheneb hapniku

hulk ja vabaneva süsihappegaasi hulk seotakse absorbendi abil. Rõhu vähenemine mõõtanumas registreeritakse mõõtepeade poolt. Süsteemi mõõtmistäpsus on 1 mbar ja valitud mõõtmisperioodi jooksul tehakse 360 mõõtmist. (Peda, 2011)

Mikroobikoosluse hingamisaktiivsuse määramiseks sõeluti mullaproovid sõelaga, mille ava läbimõõt oli kaks millimeetrit. Igast mullaproovist võeti analüüsimiseks 100 grammi, aga kuna analüüs tehti kahes korduses, siis võeti kokkuvõttes 200 grammi mulda. Proovid asetati mõõtmisanumasse, kus kasutati absorbendina natroonlupja (~ 0,5 teelusikatäit). Mõõtmisanumad suleti hermeetiliselt ja külge monteeriti mõõtepead. Suletud purgid asetati neljaks ööpäevaks 25 °C juurde (viibeag). (Kutti, 2014)

Mikroobide biomassi mullaproovides määrati substraadi poolt indutseeritud hingamise (SIR) alusel. Selle meetodi puhul eeldatakse, et hapniku maksimaalne tarbimine mikroobide poolt glükoosi lisamisel on tasakaalus (võrdväärne) mikroobide biomassiga. (Öhlinger *et al.*, 1996)

Mikroobide biomassi määramiseks SIR – meetodil sõelus laborant mullaproovid sõelaga (Ø 2 mm) ja võttis igast proovist 50 grammi mulda, mille segas 0,055 grammi glükoosiga. Proovid asetati ühe liitrilise mõõtmisanuma sisse, kus kasutati absorbendina ligikaudu 0,5 teelusikatäit natroonlupja. Mõõtmisanumad suleti hermeetiliselt ja külge monteeriti mõõtepead. Purgid pandi üheks tunniks 22 °C juurde soojenema ja peale soojenemist asetati purgid 24 tunniks 22 °C juurde. Protsessist saadud tulemused teisaldati arvutisse ja analüüsiti. Mikroobide biomassis sisalduva süsiniku sisaldust arvutati seosega: $1 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1}\text{h}^{-1} = 28 \text{ mg biomass C g}^{-1}$ (Öhlinger *et al.*, 1996; Kutti, 2014).

3.8 Pinnase niiskusesisalduse mõõtmine

Välitööde käigus Narva põlevkivikarjääri aherainemägedes mõõdeti kahel mõõtmiskorral kevadel (24.05.2012) ja sügisel (23.10.2012) mullaniiskus. Selleks kasutati niiskusemõõtjat TDR 300 Field Scout (vaata Lisa 2, joonis 3). Mulla niiskuse dielektriline mõõtmine on kõige levinum ja täpsem kaudse mõõtmise meetod. Mõõtmine toimus kõrgsagedusliku signaali mullas levimise aja järgi (TDR - Time Domain Reflectometer). (Plakk, 2013)

Mullaniiskust mõõdeti 7 cm paksusest mullakihist. Igal transektil tehti kümme mõõtmist, vahekaugustega ~ 15 meetrit.

3.9 Andmetöötlus

Saadud andmete töötlemiseks kasutati Microsoft Office Word 2010 ja Microsoft Office Excel 2010 programmi. Tarkvara abiga leiti keskmised väärtused koos keskmiste aritmeetiliste standardvigadega (\pm SE). Andmete omavahelise seose leidmiseks töödeldi saadud andmeid programmide CANOCO 4.52, PC-ORD ja STATISTICA 8.0 abil, milleks kasutati Spearmani korrelatsioonianalüüsi. Kanoonilise vastavusanalüüsi liikide lühendid on esitatud tabelitena (vaata Lisa 3). Töös on esitatud ka Shannon-Wiener'i mitmekesisuse indeks, mis võtab arvesse nii liikide kui isendite arvu. Indeksi väärtus suureneb koos liikide arvu suurenemisega koosluses. Shannon-Wiener'i valem on järgmine:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i, \text{ kus}$$

H' = Shannoni mitmekesisuse indeks;

P_i = i-nda liigi esinemistõenäosus;

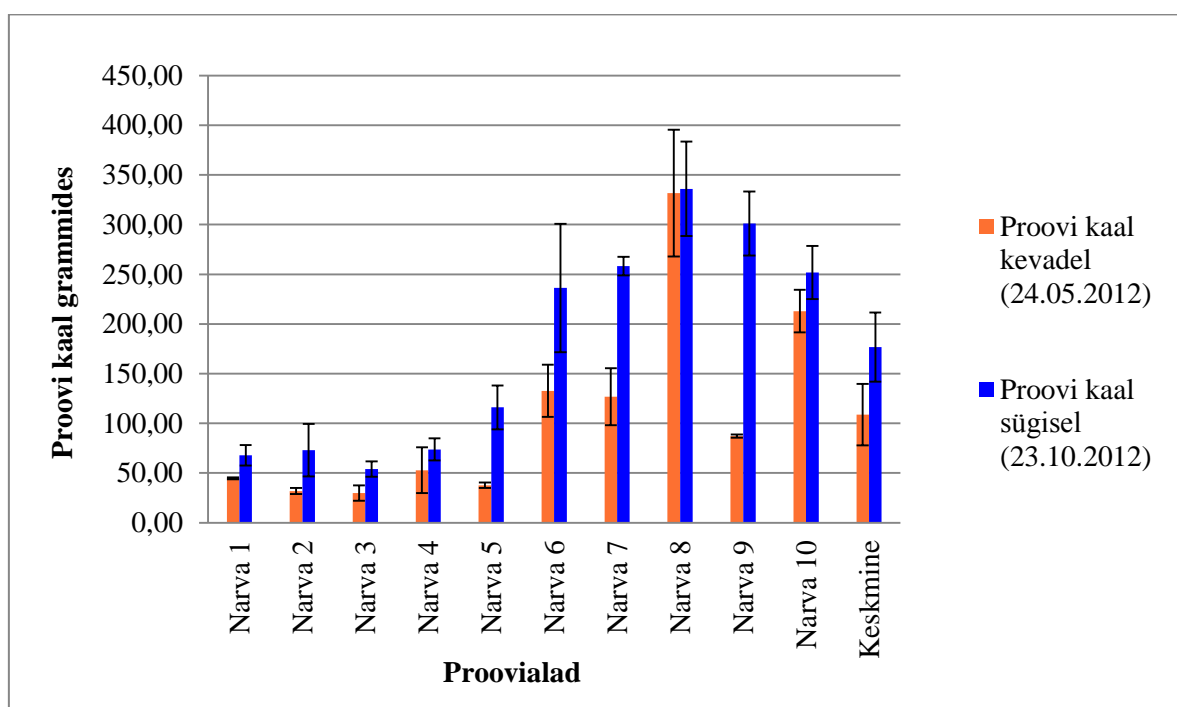
s = liikide arv.

4. Tulemused

4.1 Proovide üldparameetrid

4.1.1 Varise kaal

Joonisel 2 on ära toodud varise keskmine kaal kevadel (24.05.2014) ja sügisel (23.10.2014) Narva põlevkivikarjääri aherainemägede kümnel proovialal. Kevadel tekkis kõige vähem varist Narva 3 proovialal, $29,95 \pm 7,66$ grammi ja kõige rohkem Narva 8 proovialal, $331,65 \pm 63,68$. Sügisel oli varist kõige rohkem Narva 8 proovialal, $335,95 \pm 47,53$ grammi ja vähem Narva 3 proovialal $54,05 \pm 7,64$ grammi.



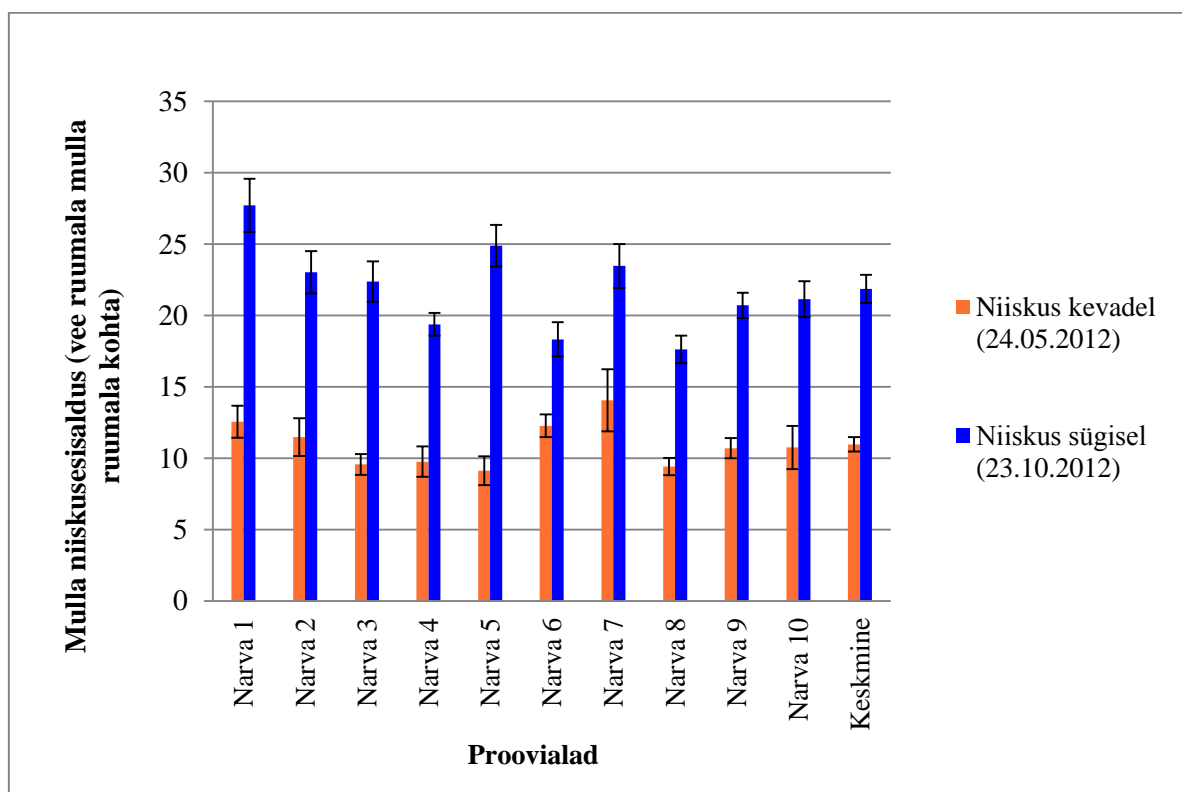
Joonis 2. Narva põlevkivikarjääri aherainemägede kümnel transektilt võetud 30 varise proovi keskmine kaal (\pm) kevadel (24.05.2012) ja sügisel (23.10.2012)

Kevadel ja sügisel võetud proovidest selgus, et sügisel tekib peaaegu poole rohkem varist, kui kevadel. Sügiseste variseproovide keskmine kaal ($176,83 \pm 34,73$ g) oli suurem kevadel võetud proovidest ($108,83 \pm 30,96$ g).

Varise kaal (g) korreleerus positiivselt mikroobide biomassi substraadi poolt indutseeritud hingamise (SIR) ($R=0,709$) ja mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (BA) ($R=0,758$).

4.1.2 Mulla niiskusesisaldus

Joonis 3 kirjeldab mulla keskmist niiskusesisaldust Narva põlevkivikarjääri aherainemägede kümnel proovialal, kevadel (24.05.2012) ja sügisel (23.10.2012). Kõige suurem oli mulla niiskusesisaldus sügisel Narva 1 proovialal ($27,72 \pm 1,86 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (vee ruumala mulla ruumala kohta – edaspidised andmed esitatakse ilma ühikuta)) ja madalaim oli Narva 8 proovialal $17,62 \pm 0,96$. Kevadel oli kõrgeim niiskusesisaldus Narva 7 proovialal $14,05 \pm 2,18$ ja madalaim Narva 5 proovialal $9,13 \pm 1,01$



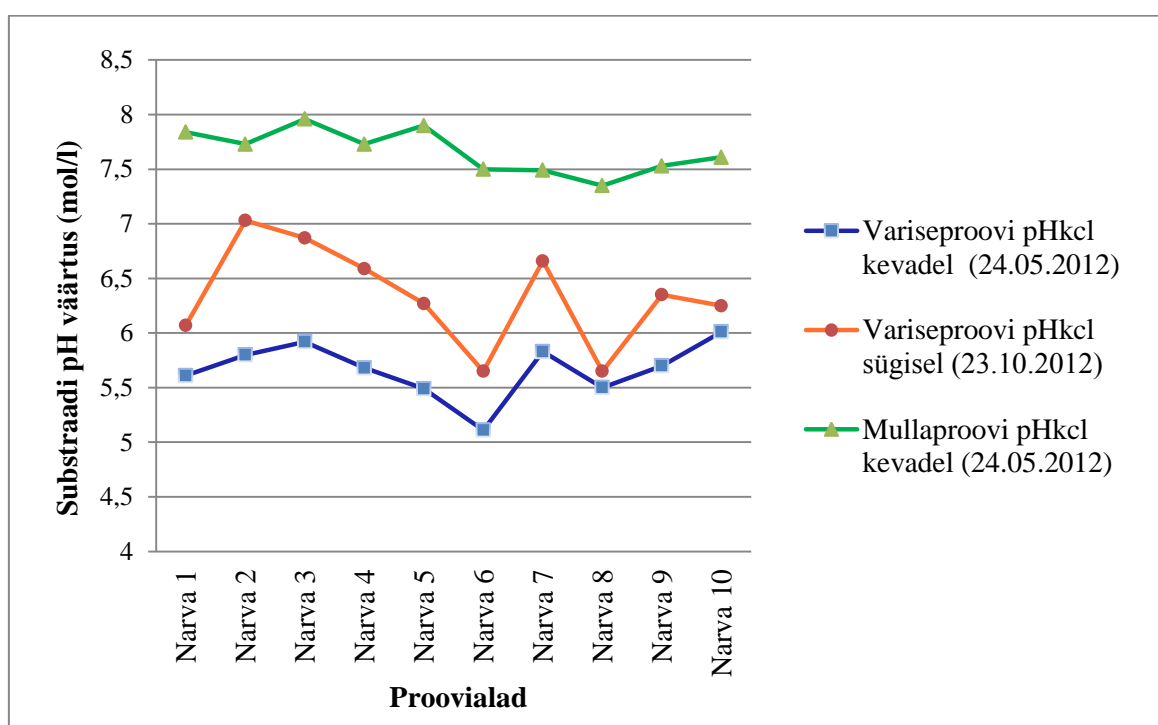
Joonis 3. Narva põlevkivikarjääri aherainemägede kümne prooviala keskmine mulla niiskusesisaldus (\pm) kevadel (24.05.2012) ja sügisel (23.10.2012)

Narva põlevkivikarjääri aherainemägede mulla niiskusesisaldus oli kevadel kohati poole väiksem, kui sügisel. Kevadel mõõdetud suurima niiskusesisaldusega prooviala (Narva 7) ei küündi sügise madalaima niiskustasemega prooviala (Narva 8) lähedale. Kevadiste mullaproovide keskmine niiskusesisaldus ($10,97 \pm 0,51$) on poole väiksem sügiseste proovide omast ($21,87 \pm 0,98$).

Niiskusesisaldus korreleerus ($p < 0,05$) positiivselt kevadel (24.05.2012) ja sügisel (23.10.2012) kaaliumisisaldusega varises, ($R=0,745$), ($R=0,685$). Kevadel oli niiskusesisaldus positiivses seoses varise- ja mulla fosforisisaldusega.

4.1.3 Varise ja mulla happesuseparameetrid

Joonis 4 illustreerib varise ja mulla happesuseparameetreid (pH) Narva põlevkivikarjääri aherainemägedes kevadel (24.05.2012) ja sügisel (23.10.2012). Proovialadel kõikus substraadi pH vahemikus 5,11 (happeline) – 7,96 (aluseline).



Joonis 4. Varise- ja mulla happesuseparameetrid (pH) Narva põlevkivikarjääris kevadel (24.05.2012) ja sügisel (23.10.2012)

Kevadistes variseproovides oli pH kontsentratsioon kõrgem ja kõige tugevamalt väljendus see Narva 6 proovialal (pH 5,11 mol/l). Kevadiste variseproovide keskmiseks happesuseparameetriks tuli pH $5,67 \pm 0,08$ mol/l. Kevadel võetud mullaproovid olid nõrgalt aluselised e. leeliselised, Narva 3 proov oli happesuseparameetritest lähtuvalt kõige tugevamalt aluselise reaktsiooniga pH 7,96 mol/l. Kevadel võetud mullaproovide keskmine pH tulemus proovialade lõikes oli $7,66 \pm 0,06$ mol/l. Sügisel võetud variseproovide pH kõikus 5,65 mol/l – 7,03 mol/l vahel ja proovialade keskmine pH oli $6,34 \pm 0,15$ mol/l.

4.1.4 Varise ja mulla keemiline analüüs

Alljärgnevat tabelites 2, 3, 4 on välja toodud proovialade varise- ja mulla kuivaine (KA), orgaanilise aine (OA), tuha ning lämmastiku (N) (%), fosfori (P), kaaliumi (K) (mg/kg) keskmised näitajad. Kõikide parameetrite puhul on esitatud proovialade keskmine (\pm) tulemus transektide lõikes. Kuivainesisaldus (%) oli kõige suurem kevadel võetud Narva 1 variseproovis (93,25) ja kümne prooviala keskmine kuivainesisaldus oli ka kõige suurem kevadistes variseproovides ($91,43 \pm 0,37$). Kõige madalam oli kuivainesisaldus Narva 9 mullaproovis (79,88). Mullaproovide keskmine kuivainesisaldus oli proovialade lõikes kõige madalam ($84,49 \pm 0,84$). Orgaanilise aine sisaldus (%) oli kõige suurem kevadel Narva 9 võetud variseproovis 75,71. Kümne prooviala keskmine orgaanilise aine sisaldus oli ka kõige suurem kevadistes variseproovides $69,16 \pm 2,17$. Orgaanilise aine keskmine sisaldus oli madalaim Narva 1 mullaproovis (0,58). Proovialade lõikes oli orgaanilise aine sisaldus madalaim kevadel võetud mullaproovides $2,92 \pm 0,57$.

Tabel 2. Varise keskkonnaparameetrite kevadised (24.05.2012) keskmised (\pm SE) näitajad proovialade lõikes

Parameeter	N	P (mg/kg)	K (mg/kg)	OA (%)	KA (%)	Tuhk
Prooviala						
Narva 1	0,725	276,62	1929,0	65,19	93,25	22,96
Narva 2	0,719	270,46	2111,8	69,44	91,57	16,06
Narva 3	0,828	203,96	740,9	67,82	92,35	19,26
Narva 4	0,910	231,65	697,2	71,00	91,92	17,77
Narva 5	0,735	237,98	734,2	72,44	91,96	16,83
Narva 6	0,760	225,76	909,1	73,48	92,13	14,98
Narva 7	1,132	295,62	879,6	70,88	90,28	19,42
Narva 8	0,985	161,81	613,2	51,74	91,07	37,94
Narva 9	0,884	225,99	648,0	75,71	90,42	12,33
Narva 10	1,261	254,44	863,3	73,87	89,33	13,50
Proovialade keskmine	0,894 $\pm 0,06$	238,43 $\pm 12,22$	1012,63 $\pm 171,33$	69,16 $\pm 2,17$	91,43 $\pm 0,37$	19,11 $\pm 2,31$

Tuhasisaldus (%) oli ülekaalukalt kõige suurem sügisel võetud Narva 1 mullaproovis (98,48). Kevadel võetud mullaproovides oli proovialade lõikes keskmine tuhasisaldus kõige suurem ($95,43 \pm 0,76$). Kõige väiksem tuhasisaldus oli kevadel võetud Narva 9 variseproovis (12,33%). Proovialade lõikes oli kevadel võetud variseproovides kõige madalam tuhasisaldus $19,11 \pm 2,31$.

Lämmastikuisaldus (%) oli kõrgeim kevadel võetud Narva 10 variseproovis (1,26) ja madalaim kevadel võetud Narva 1 mullaproovis 0,022. Lämmastikuisalduse keskmine tulemus proovialade lõikes oli suurim sügisel võetud variseproovides ($0,99 \pm 0,03$) ja madalaim kevadel võetud mullaproovides ($0,06 \pm 0,01$).

Fosforisisaldus oli kõige suurem sügisel võetud Narva 1 variseproovis (514 mg/kg) ja tase oli kõige madalam kevadel võetud Narva 4 mullaproovis (13 mg/kg). Sügisel võetud variseproovides oli proovialade lõikes kõige suurem fosforisisaldus ($239,94 \pm 38,16$ mg/kg) ja kõige madalam oli kevadel võetud mullaproovides ($44,76 \pm 7,47$ mg/kg).

Tabel 3. Varise keskkonnaparameetrite sügisese (23.10.2012) keskmised (\pm SE) näitajad proovialade lõikes

Parameeter	N (%)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	OA (%)	KA (%)	Tuhk
Prooviala						
Narva 1	0,946	514,00	1998,8	66,35	90,45	20,15
Narva 2	1,054	333,98	1649,7	53,49	90,03	35,67
Narva 3	1,056	320,31	1612,1	56,01	90,71	29,77
Narva 4	0,931	226,03	1271,8	64,61	90,15	22,73
Narva 5	0,930	180,49	1092,1	74,61	90,11	13,38
Narva 6	0,965	197,29	1256,9	67,36	90,50	17,70
Narva 7	1,192	229,49	1398,2	62,69	88,22	22,79
Narva 8	1,081	148,27	1005,6	68,09	88,53	22,36
Narva 9	0,901	131,20	974,0	69,69	90,23	17,40
Narva 10	0,868	118,35	1047,4	71,48	90,02	13,14
Proovialade keskmine	0,992±0,03	239,94±38,16	1330,66±105,98	65,44±2,08	89,90±0,26	21,51±2,22

Kaaliumisisaldus oli suurim kevadel võetud Narva 2 variseproovis (2111,8 mg/kg) ja madalaim oli näitaja kevadel Narva 1 mullaproovis (61,22 mg/kg). Proovialade lõikes oli sügisel võetud variseproovides kõige suurem kaaliumisisaldus ($1330,66 \pm 105,98$ mg/kg) ja madalaimad näitajad avaldusid kevadel võetud mullaproovides ($94 \pm 11,37\%$).

Kuivainesisaldus mullas korreleerus positiivselt mulla happesusega ja negatiivselt lämmastikuisaldusega mullas. Kaaliumi sisaldus varises ja fosfori sisaldus mullas on positiivselt seotud tuha sisaldusega mullas.

Tabel 4. Mulla keskkonnaparameetrite kevdised (24.05.2012) keskmised ($\pm SE$) näitajad proovialade lõikes

Parameeter	N (%)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	OA (%)	KA (%)	Tuhk
Prooviala						
Narva 1	0,022	52,50	61,22	0,58	89,08	98,48
Narva 2	0,042	90,24	149,90	1,47	87,11	97,11
Narva 3	0,041	39,14	66,67	2,14	85,71	96,89
Narva 4	0,067	13,00	69,08	6,37	84,07	90,78
Narva 5	0,083	30,92	87,41	2,47	85,88	96,19
Narva 6	0,062	44,43	78,18	1,60	83,60	97,34
Narva 7	0,077	75,29	158,34	2,77	81,42	95,17
Narva 8	0,086	30,92	70,78	3,49	83,92	95,11
Narva 9	0,107	21,94	122,00	5,46	79,88	91,92
Narva 10	0,048	49,20	76,37	2,80	84,27	95,33
Proovialade keskmine	0,064\pm0,01	44,76\pm7,47	94,00\pm11,37	2,92\pm0,57	84,49\pm0,84	95,43\pm0,76

Tabel 5. Narva-Jõesuu meteoroloogia- ja hüdroloogijaamas mõõdetud keskmine õhutemperatuur, sademete hulk 2012. a Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi (EMHI) andmetel (Eesti riiklik keskkonnaseire programm, 2012)

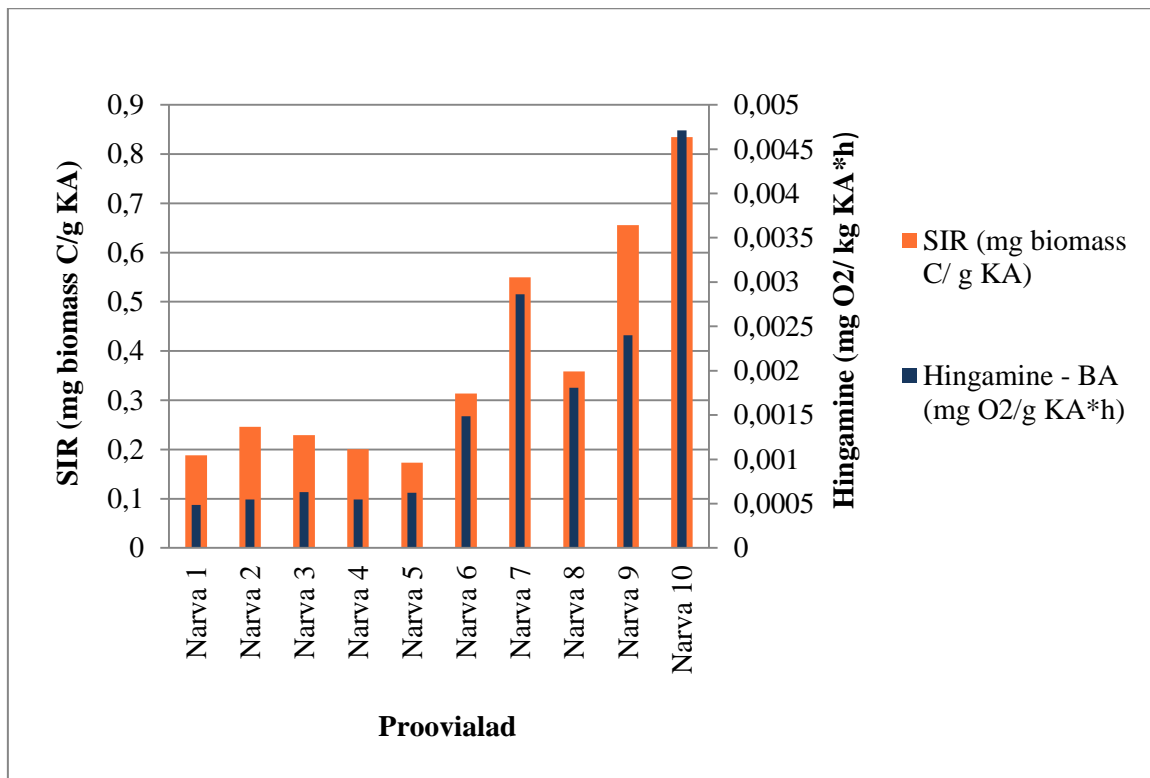
Parameeter	Keskmine õhutemperatuur	Sademete hulk (mm)
Veebruar	-10,8	41,4
Märts	-1,0	59,8
Aprill	4,2	32,2
Juuli	18,7	74,4
August	15,7	95,3
September	12,8	120,0

Tabelis 5 on esitatud andmed Narva proovialadele kõige lähemal asuva seirejaama (Narva-Jõesuu) keskmise õhutemperatuuri ja sademete mõõtmistulemused veebruarist aprillikuuni ning juulist kuni septembrini 2012. aastal. Keskmine õhutemperatuur oli kõrgeim juulis (18,7°C) ja madalaim veebruaris (-10,8°C). Sademete hulk oli kõige suurem septembrikuus (120 mm) ja madalaim aprillis (32,2 mm).

4.2 Mulla mikroobikooslus

4.2.1 Mulla mikroobne biomass (SIR)

Joonis 5 kirjeldab y - teljel biomassi substraadi poolt indutseeritud hingamist (SIR) Narva põlevkivikarjääri aherainemägedes kevadel (24.05.2012). Biomassi poolt indutseeritud keskmine hingamine oli suurim Narva 10 proovialal (0,834 mg biomass C/ g KA) ja madalaim Narva 5 proovialal (0,173 mg biomass C/ g KA). Kõikide mullaproovide keskmine tulemus oli $0,375 \pm 0,072$ mg biomass C/ g KA.



Joonis 5. Mulla mikroobikoosluse üldise aktiivsuse keskmised näitajad (mg biomass C/ g KA) ja mikroobide biomassi substraadi poolt indutseeritud hingamine (mg O₂/kg KA*h) kevadel (24.05.2012)

4.2.2 Mulla hingamisaktiivsus (BA)

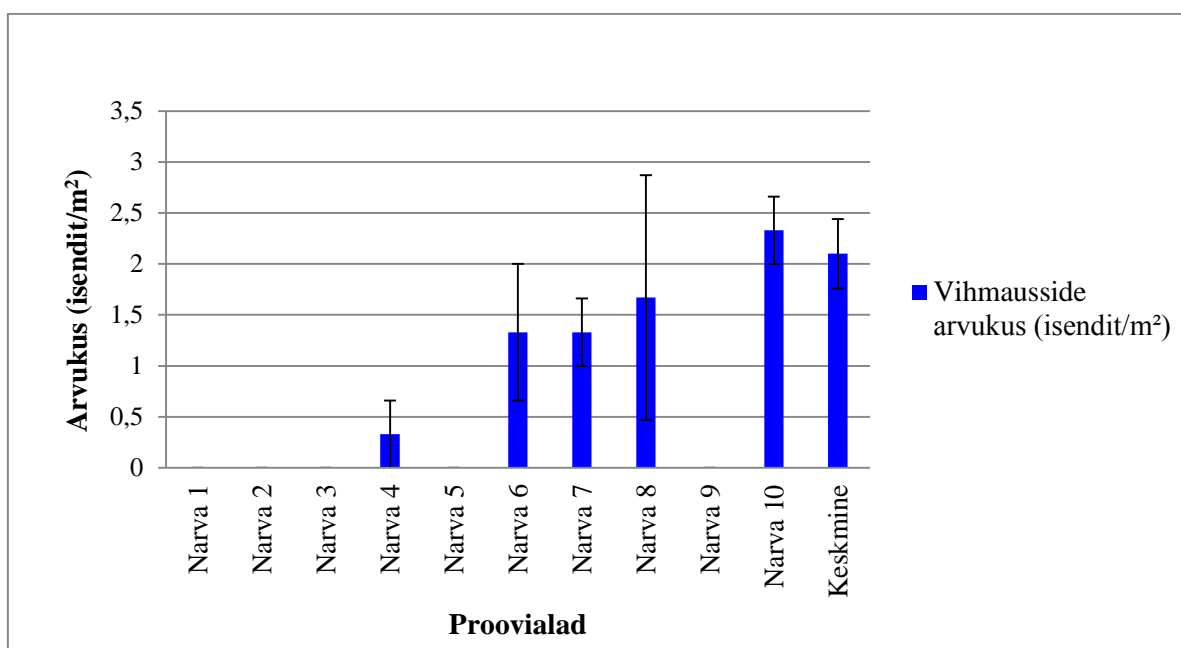
Hapnikutarbe mõõtmise annab ülevaate mulla mikrobioloogilisest hingamisaktiivsusest. Joonis 5 kirjeldab mulla hapnikutarbe mõõtmistulemusi z-teljel. Transektide vanuse kasvades hingamisaktiivsus (mg O₂/kg KA*h) tõuseb. Hingamisaktiivsus oli kõrgeim Narva 10 proovialal (0,0047 mg O₂/kg KA*h) ja madalaim Narva 1 proovialal (0,0004 mg O₂/kg KA*h). Narva põlevkivikarjääri aherainemägede proovialade kõikide mullaproovide keskmine hingamisaktiivsus oli 0,0016 ± 0,0004 mg O₂/kg KA*h.

Mikroobide biomassi substraadi poolt indutseeritud hingamine (SIR) ja mulla mikroobikoosluse respiratoorne aktiivsus on positiivses (p<0,05) korrelatsioonis varise hulgaga, vastavalt (R=0,756), (R=0,738).

4.3 Varise ja mullafauna

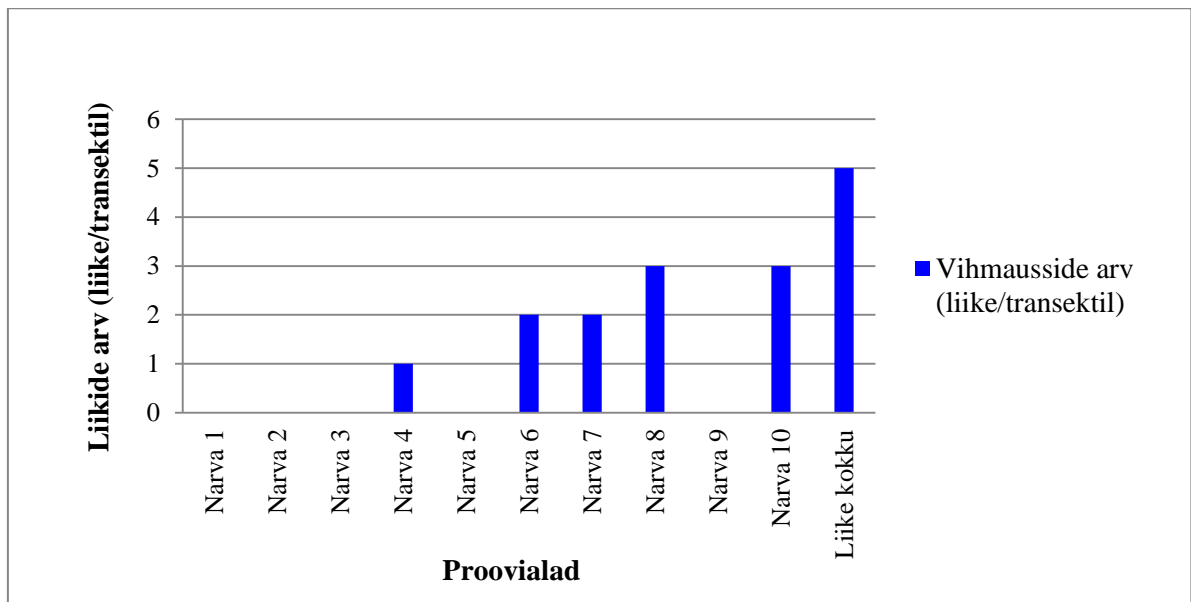
4.3.1 Vihmausside arvukus ja mitmekesisus

Joonisel 6 on esitatud vihmausside keskmine arvukus (\pm SE) proovialadel koos proovialade keskmise arvukusega (isendit/m²). Kevadel (24.05.2012) võetud variseproovidest ei leitud vihmauslaseid, aga sügisel (23.10.2012) võetud proovid andsid osaliselt positiivse tulemuse. Vihmauslaste kooslused puudusid järgnevatelt proovialadelt: Narva 1, Narva 2, Narva 3, Narva 5 ja Narva 9. Narva proovialadel oli kümne transekti vihmausside keskmine arvukus $2,1 \pm 0,3$ isendit/m². Narva 10 proovialal oli vihmausside keskmine arvukus suurim ($2,3 \pm 0,3$ isendit/m²).



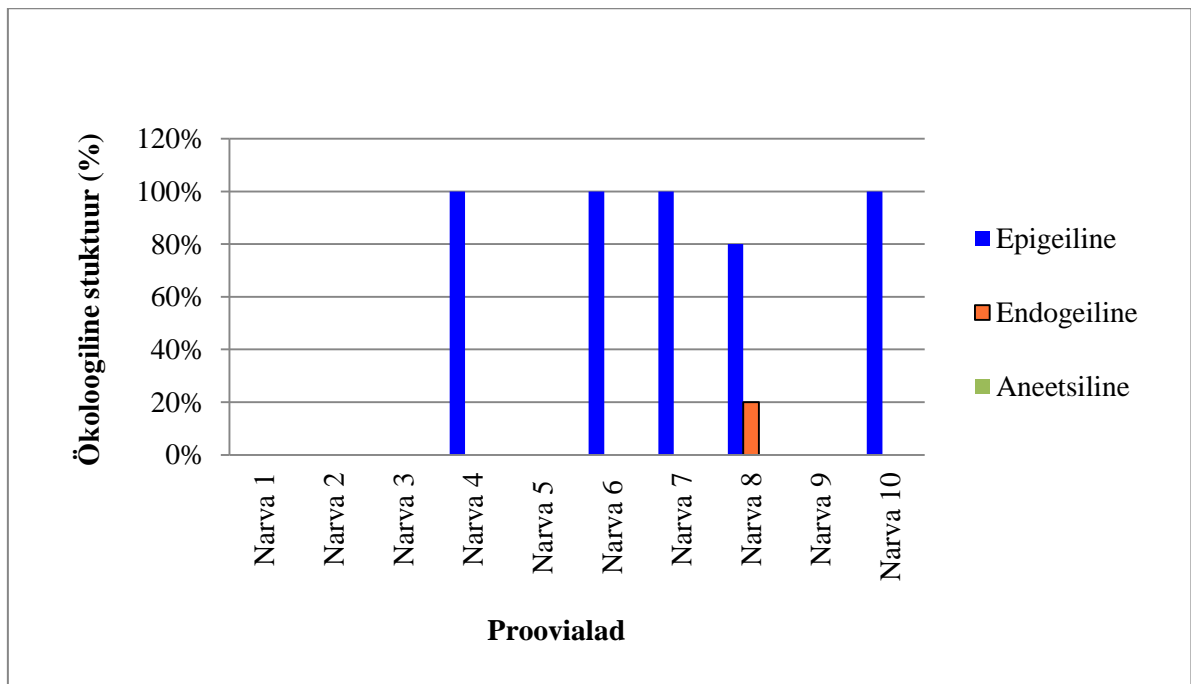
Joonis 6. Vihmaussikoosluste keskmine arvukus proovialade lõikes (isendit/m²)

Joonisel 7 on välja toodud liikide arv proovialade transektide kaupa. Proovialadel oli kokku esindatud viis vihmauslaste liiki. Narva põlevkivikarjääri aherainemägede proovialal oli liikide keskmine arv $0,5 \pm 0,9$ liiki/transektil. Liigiliselt oli kõige rohkem vihmausse Narva 8 ja Narva 10 proovialal (3 liiki/transektil). Vihmaussiliike ei esinenud järgnevatel transektidel: Narva 1, Narva 2, Narva 3, Narva 5, Narva 9. Shannon-Wiener'i mitmekesisuse indeksi (vaata Lisa 4, tabel 1) alusel on suurim väärtus Narva 10 transektil (0,990) ja madalaim Narva 4 transektil (0,000).



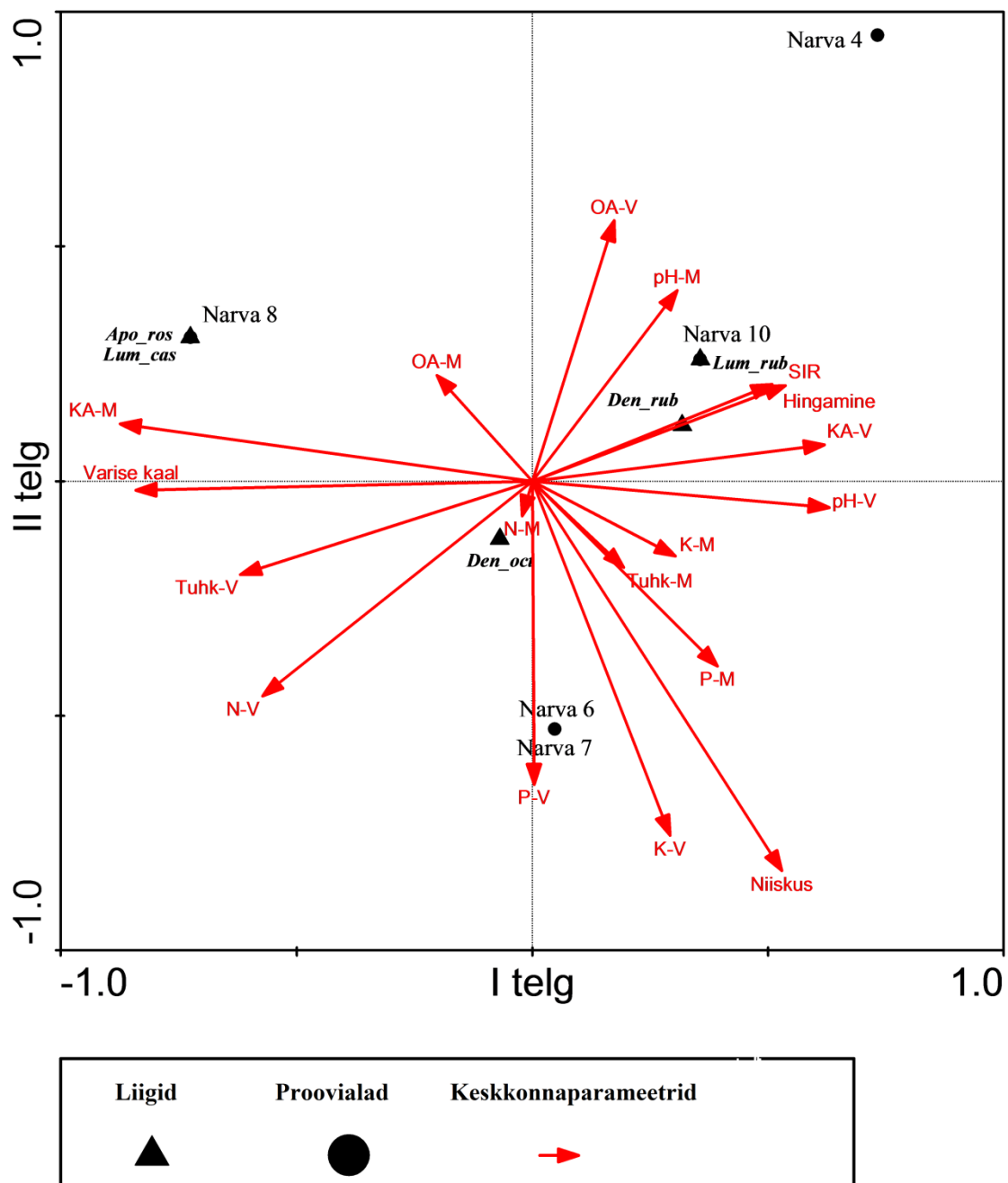
Joonis 7. Vihmaussiliikide arv proovialade lõikes (liike/transektil)

Joonisel 8 on esitatud vihmaussikoosluse ökoloogilise struktuuri osatähtsused proovialade transektide lõikes. Kõige ülekaalukamalt esines proovialadel epigeilise eluviisiga liike ja täielikult puudusid aneetsilise eluviisiga liigid. Epigeilise eluviisiga liigid, peen kõduuss (*Dendrodrilus rubidus*), punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*), kaheksakant kõduuss (*Dendrobaena octaedra*) olid sajaprotsendiliselt esindatud Narva 4, Narva 6, Narva 7 ja Narva 10 transektil. Narva 8 transektil moodustasid epigeilise eluviisiga liigid 80%, tume vihmauss (*Lumbricus castaneus*), kaheksakant kõduuss (*Dendrobaena octaedra*) ja endogeilise eluviisiga liik, roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*) 20%.



Joonis 8. Vihmaussikoosluse ökoloogiline struktuur Narva proovialade transektide lõikes (%)

Joonisel 9 on esitatud vihmaussikoosluse parameetrite kanooniline vastavusanalüüsi ordinatsioon (Canonical Correspondence Analysis (CCA)) keskkonnateguritega. Joonis näitab, et keskkonnatingimustest mõjutab vihmaussikoosluse parameetreid kõige rohkem mikroobide biomassi substraadi poolt indutseeritud hingamine (SIR) ja mikrobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (BA). Vihmaussi *Dendrobaena octaedra* (*Den_oct*) arvukus korreleerus positiivselt ($p < 0,05$) varise kaaluga ($R = 0,640$), hingamisega ($R = 0,711$), SIR-iga ($R = 0,640$) ja negatiivselt mulla happesusega ($R = -0,748$).



Joonis 9. Vihmaussi- ja valgeliimuklastekoosluste näitajate II korra kanooniline vastavusanalüüs (CCA) Narva aherainemägede proovialadel sõltuvalt kekkonnatingimustest. I ja II telg on kaetud vastavalt 70,7% ja 20,5%. Kanooniline koguväärtus on 0,615. M – mulla, V – varise ning keskkonnaparameetrite joonise tähised siin ja järgnevatel kanoonilise vastavusanalüüsi joonistel: pH – happelisus (mol/l), KA – kuivaine sisaldus (%), OA – orgaanilise aine sisaldus (%), tuhk – tuha sisaldus (%), N – lämmastiku sisaldus (%), P – fosfori sisaldus (mg/kg), K – kaaliumi sisaldus (mg/kg), SIR – mikroobide substraadi poolt indutseeritud hingamine (mg biomass C/ g KA), hingamine (BA) – mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (mg O₂/kg KA*h). Liikide lühendid on esitatud Lisa 3

4.3.2 Epifauna arvukus ja mitmekesisus

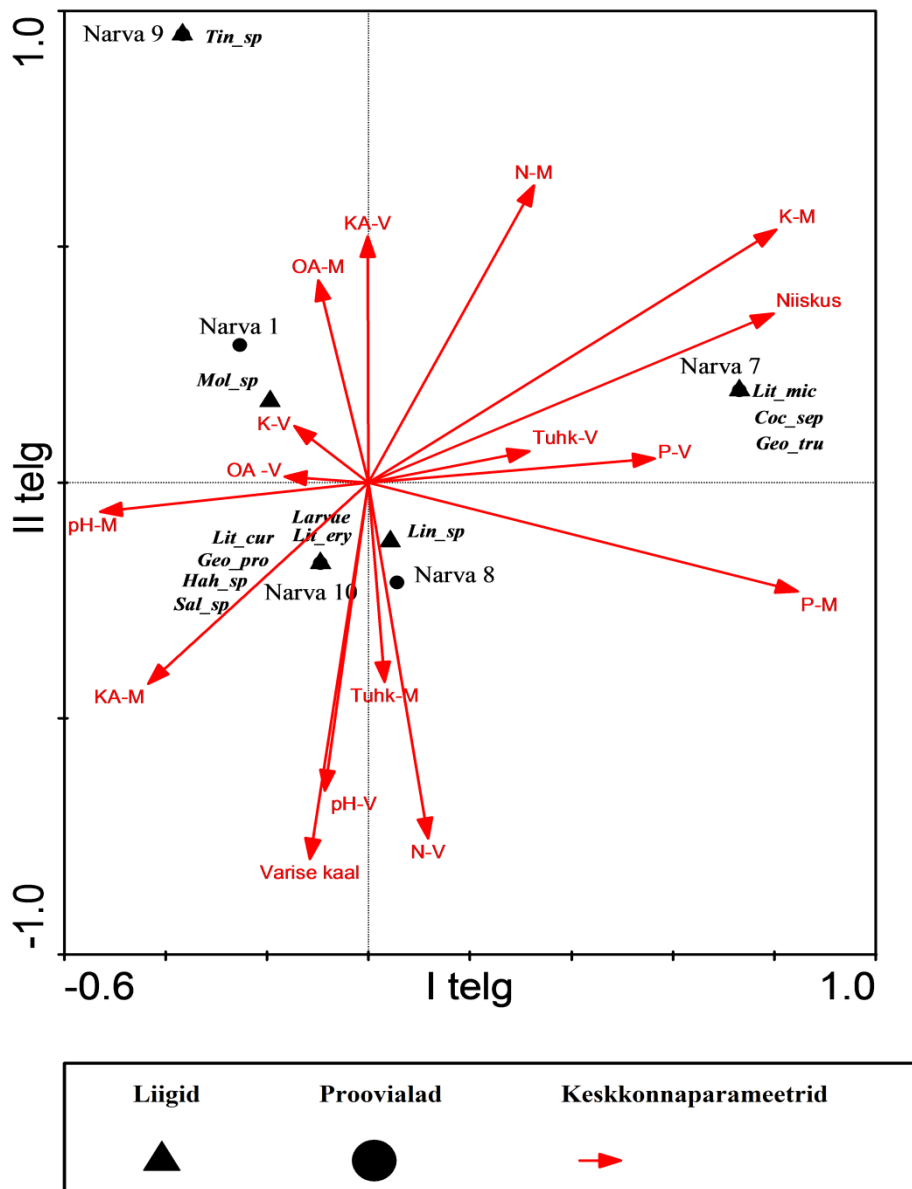
Tabelis 6 on esitatud andmed epifauna keskmise arvukuse kohta kahel kogumiskorral, mais ja oktoobris proovialade, transektide lõikes. Epifauna keskmine arvukus oli I kogumiskorral kõige suurem Narva 10 proovialal $6,0 \pm 2,5$. Epifaunat ei esinenud järgnevatel proovialadel: Narva 2, Narva 3, Narva 4, Narva 5, Narva 6. II kogumiskorral oli keskmine arvukus kõige suurem Narva 4 proovialal $6094,3 \pm 1596,6$ (isendit/transektil) ja madalaim Narva 2 proovialal $537 \pm 76,4$. Liikide arv oli I korral kõige suurem Narva 9 ja Narva 10 proovialal (2 liiki). II korral esines kõige rohkem liike Narva 5 proovialal (32 erinevat liiki) ja madalaim liikide arv oli Narva 3 proovialal (16 liiki). Kõikide proovialade keskmine arvukus oli I korral $0,9 \pm 0,6$ ja II korral $9729,5 \pm 938,9$. I korral oli Narva proovialadel 12 liiki ja II korral esines 69 erinevat liiki. Shannon – Wieneri mitmekesisuse indeks oli I korral suurim Narva 9 ja Narva 10 proovialadel (0,693). II kogumiskorral oli indeks suurim Narva 2 proovialal (1,093) ja madalaim Narva 10 proovialal (0,404) (vaata Lisa 4, tabel 1).

Tabel 6. Epifauna keskmised arvukused ($\pm SE$) ja esinenud liikide arv kevadel (24.05.2012), sügisel (23.10.2012) transektide, proovialade kaupa. N – arvukus, S – liikide arv

Parameeter	I kord - mai		II kord - oktoober	
	N	S	N	S
Narva 1	$0,7 \pm 0,7$	1	$2351,7 \pm 1579,6$	24
Narva 2	-	-	$537,0 \pm 76,4$	18
Narva 3	-	-	$1390,3 \pm 94,7$	16
Narva 4	-	-	$6094,3 \pm 1596,6$	22
Narva 5	-	-	$5173,3 \pm 1555,8$	32
Narva 6	-	-	$5646,3 \pm 3483,0$	22
Narva 7	$1,3 \pm 1,3$	4	$1126,7 \pm 269,3$	29
Narva 8	$0,3 \pm 0,3$	1	$2719,0 \pm 338,6$	24
Narva 9	$0,7 \pm 0,7$	2	$2099,3 \pm 1175,4$	23
Narva 10	$6,0 \pm 2,5$	8	$5293,7 \pm 1304,7$	20
Keskmine arvukus ja liike	$0,9 \pm 0,6$	12	$9729,5 \pm 938,9$	69

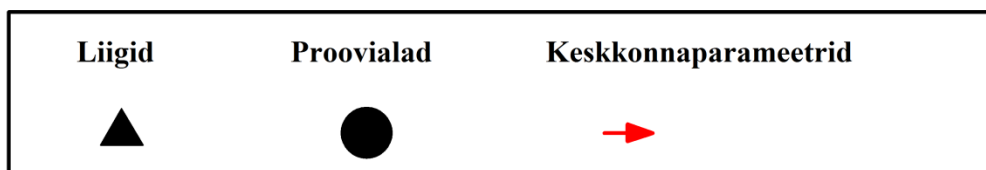
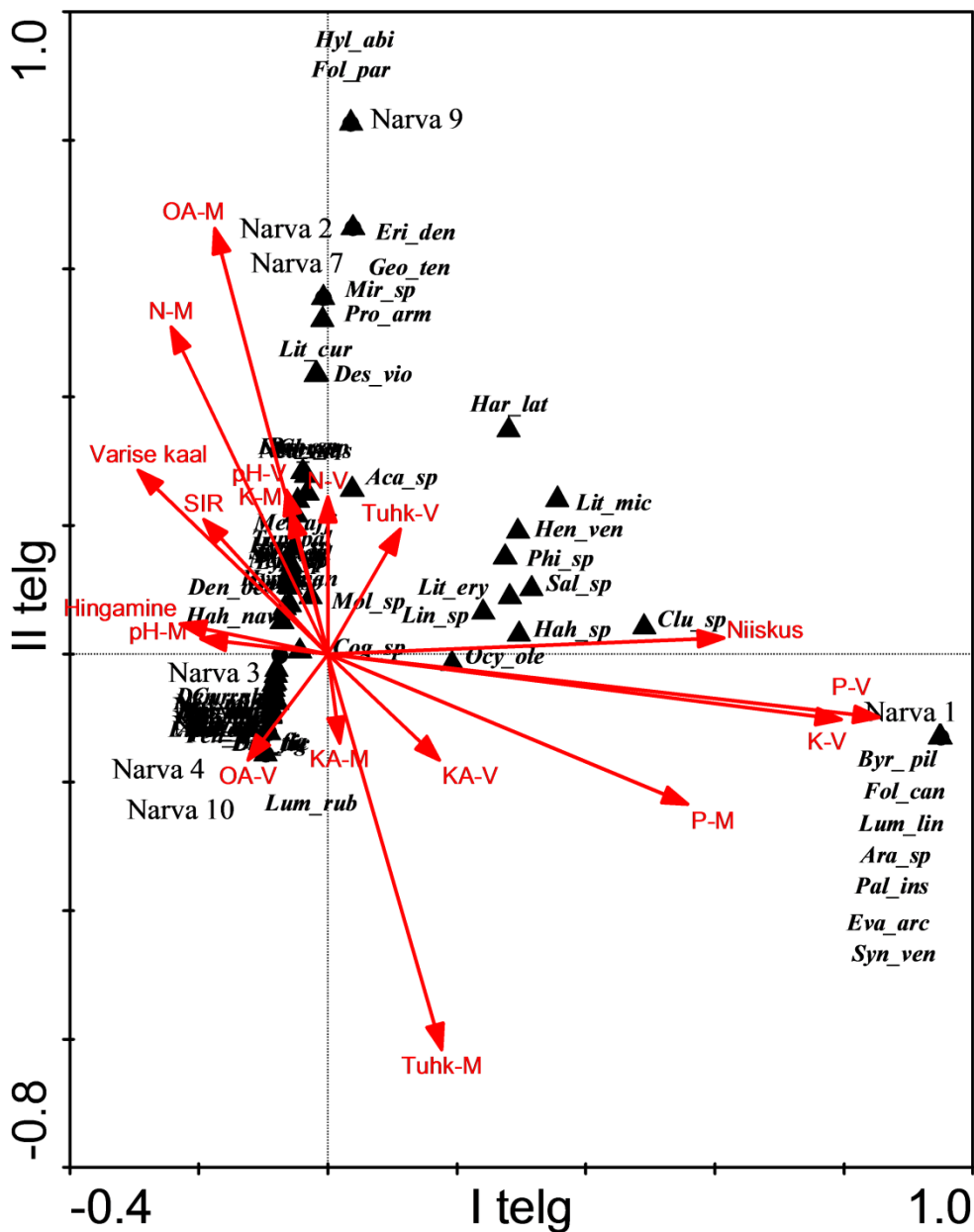
Epifauna I korra (mai) kanooniline vastavusanalüüs on esitatud joonisel 10. Suurimat mõju on avaldanud varise kaal (grammides). Oluliselt on mõjutanud tingimusi veel varise kuivaine

sisaldus (%) ja varise lämmastikuisaldus (%). Proovialadest eraldub Narva 9. Ämblikuliste sugukonna *Linyphiidae sp.* (Lin_sp) arvukus korreleerus positiivselt ($p < 0,05$) varise kaaluga (g) ($R = 0,719$), lämmastikuisaldusega (%) varises ($R = 0,809$) ja negatiivselt kuivainesisaldusega (%) varises ($R = -0,742$). *Lithobius erythrocephalus* (Lit_ery) ja *Lithobius curtipes* (Lit_cur) arvukus korreleerus positiivselt ($p < 0,05$) limustega *Mollusca sp.* (Mol_sp) ja *Linyphiidae sp.* (Lin_sp) arvukusega.



Joonis 10. Epifauna kanooniline vastavusanalüüs (CCA) I korral, kevadel (24.05.2012) Narva proovialadel sõltuvalt keskkonnatingimustest. I ja II telg on kaetud vastavalt 45,3% ja 35%, kanooniline koguväärtus on 1,689. Liikide lühendid on esitatud Lisa 3

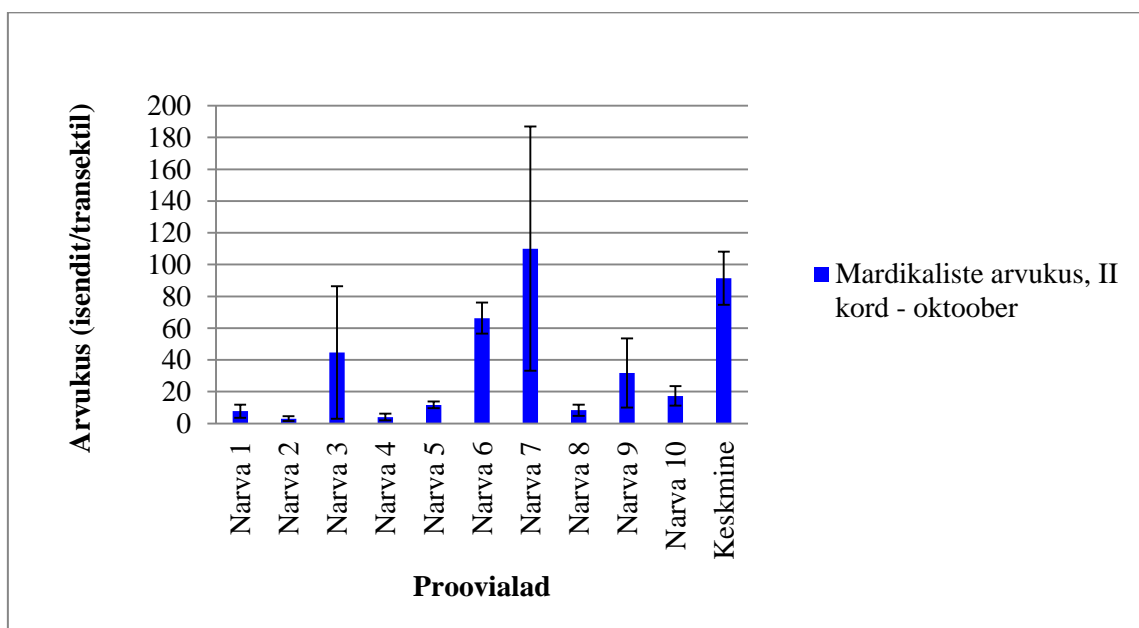
Epifauna liikide ja proovialade II korra (oktoobri) kanoonilise ordinatsioon (Canonical Correspondence Analysis (CCA)) sõltuvalt keskkonnatingimustest on esitatud joonisel 11. Mulla mikroobide biomass substraadi poolt indutseeritud hingamine (SIR) korreleerus positiivselt ($p < 0,05$) varise kaaluga ($R = 0,709$), mikroobikoosluse üldise aktiivsuse hingamisaktiivsuse alusel (BA) ($R = 0,867$). Mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (BA) korreleerus positiivselt ($p < 0,05$) varise kaaluga ($R = 0,758$) ja negatiivselt varise fosforisisaldusega (P) ($R = -0,734$), varise kaaliumisisaldusega ($R = -0,673$). Liikidest korreleerus positiivselt keskkonnatingimustega niidumardikas *Dascillus cervinus* (Das_cer) varise lämmastikuisaldusega ($R = 0,670$), lai-ehmesjooksik *Harpalus latus* (Har_lat) mulla fosforisisaldusega ($R = 0,701$), alamselts kärbselised *Brachycera* (Bra_sp) mulla orgaanilise aine sisaldusega ($R = 0,659$), selts harkhännalised *Diplura* (Dip_sp) varise lämmastikuisaldusega. Negatiivselt mõjutas mulla pH ja varise kuivainesisaldus niidumardikas *Dascillus cervinus* (Das_cer) ($R = -0,698$), ($R = -0,696$) ning selts harkhännalisi *Diplura* (Dip_sp) ($R = -0,685$), ($R = -0,683$), mulla tuhasisaldus ja varise kaaliumisisaldus alamselts kärbselisi *Brachycera* (Bra_sp) ($R = -0,640$), ($R = -0,701$). Tugev negatiivne seos esines mulla fosforisisaldusega kiletiivaliste seltsi *Hymenoptera* (Hym_sp) vahel.



Joonis 11. Epifauna kanooniline vastavusanalüüs (CCA) II korral sügisel (23.10.2012) Narva proovialadel sõltuvalt keskkonnatingimustest. I ja II telg on kaetud vastavalt 62% ja 24,8%, kanooniline koguväärtus on 1,129. Liikide lühendid on esitatud Lisa 3

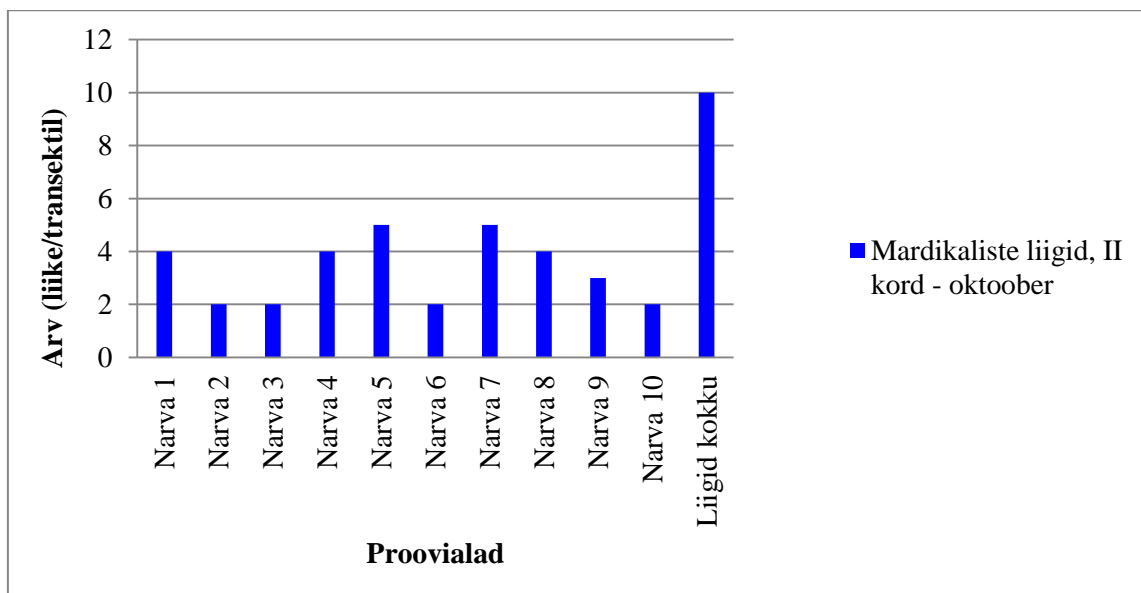
4.3.2.1 Mardikaliste arvukus ja mitmekesisus

Mardikaliste keskmine arvukus (\pm SE) proovialadel, sõltuvalt kogumiskorrast on esitatud joonisel 12. Maikuus, I korral esines ainult üks isend Narva 7 proovialal ja rohkem proovialde transektide variseproovid positiivseid tulemusi ei andnud. II korral, oktoobrikuus oli suurima arvukusega Narva 7 prooviaala, kus keskmine arvukus oli ($110,0 \pm 76,9$) ja madalaim arvukus oli Narva 2 ($3,0 \pm 1,5$). Kõigi kümne prooviaala keskmine arvukus oli $91,4 \pm 16,8$.



Joonis 12. Mardikaliste arvukuse keskmised (\pm SE) näitajad II korral oktoobris transektide ja proovialade lõikes (isendit/transektil)

Joonisel 13 on esitatud mardikaliste liikide arv. I korra proovides esines ainult üks liik seitsetäpp-lepatriinu *Coccinella septempunctata*. II korral esines kõige rohkem liike Narva 5 ja Narva 7 proovialal, 5 liiki. Madalaim liikide arv oli järgnevatel proovialadel, Narva 2, Narva 3, Narva 6 ja Narva 10, kus esines kaks liiki. Mardikaliste erinevaid liike oli kümne prooviaala peale kokku 10.



Joonis 13. Mardikaliste liikide arv oktoobris transektide, proovialade lõikes (liike/transektil)

II kogumiskorral korreleerus liikidest ($p < 0,05$) niidumardikas *Dascillus cervinus* (Das_cer) arvukus positiivselt rohulutiklaste sugukonnaga *Miridae sp.* (Mir_sp) ($R=0,667$), harkhännaliste *Diplura* (Dip_sp) seltsiga ($R=0,994$) ja mägrijooksik *Broscus cephalotes* (Bro_cep) arvukus korreleerus positiivselt kilplutikaliste *Pentatomidae* (Pen_sp) sugukonnaga ($R=0,667$), kärsaklastega *Curculionidae* (Cur_sp) ($R=0,667$). Liigi kollajalg-nirp *Apion flavipes* Payk. (Api_fla) arvukus korreleerus positiivselt kiletiivaliste *Hymenoptera* (Hym_sp) seltsiga ($R=0,724$) ja negatiivselt keskkonnaparameetriga, niiskus ($R=-0,764$). Mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (BA) korreleerus positiivselt ($p < 0,05$) mardikaliste vastsetega *Larvae* ($R=0,709$)

4.3.2.2 Hulkjalgsede arvukus ja mitmekesisus

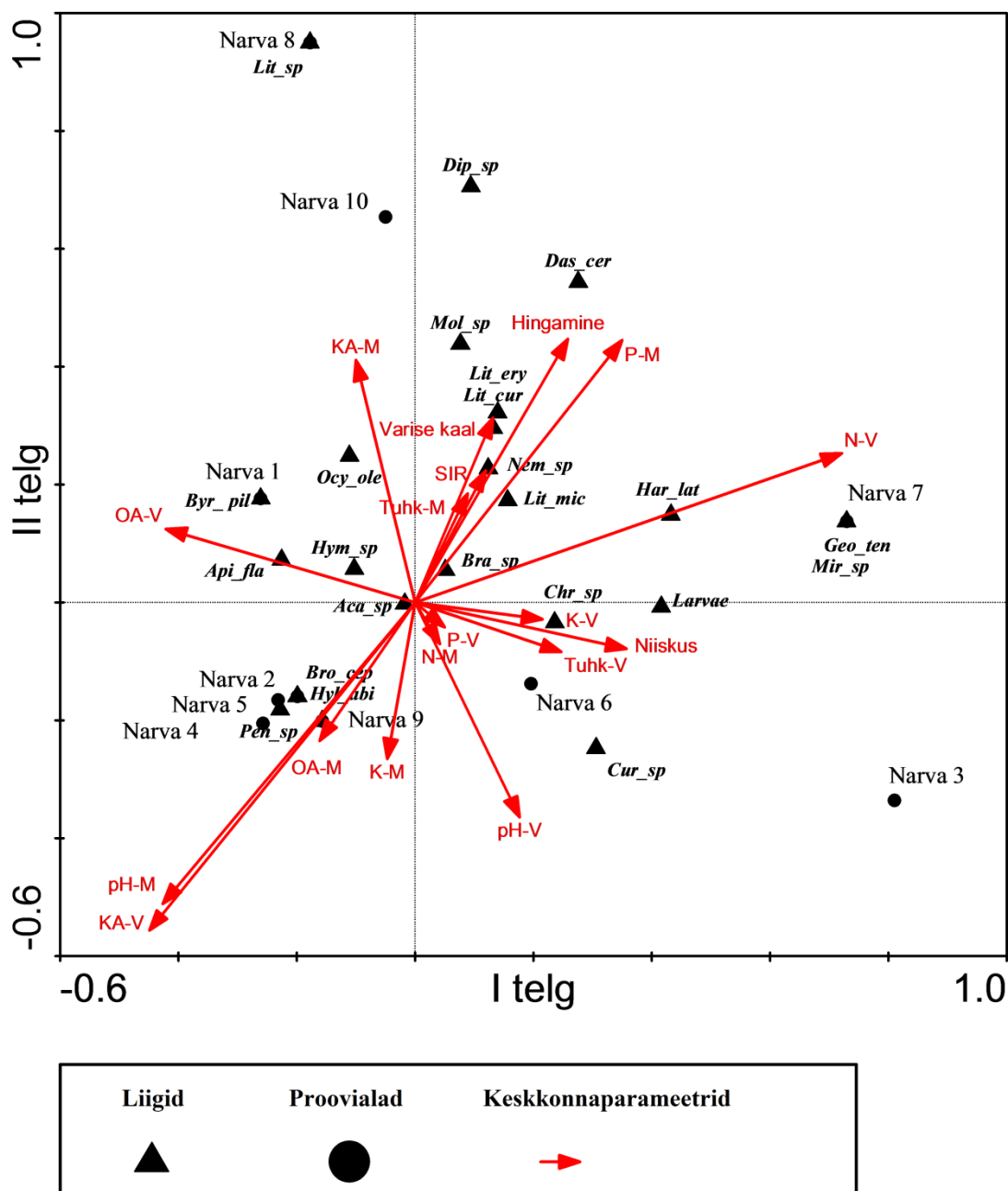
Tabelis 7 on esitatud andmed mais, oktoobris kogutud hulkjalgsede keskmise arvukuse ja liikide arvu kohta, transektide ning proovialade lõikes. Hulkjalgsede arvukus oli I korral (mais) proovialade lõikes suurim Narva 10 ($1,0 \pm 0,6$), hulkjalgsed puudusid täielikult Narva 1, Narva 2, Narva 3, Narva 4, Narva 5, Narva 6, Narva 8, Narva 9 proovialadel. Kõigi kümne prooviala keskmine arvukus oli $0,5 \pm 0,2$. I proovikorral esines kõige rohkem liike Narva 10 (3 liiki). II kogumiskorral oli põlevkivi aherainemägede tasandatud puistangute varises hulkjalgsede arvukus suurim Narva 7 ($2,0 \pm 1,0$) ja hulkjalgsed ei esinenud Narva 2, Narva 3, Narva 4, Narva 5, Narva 6. II kogumiskorral oli kõigi proovialade keskmine arvukus $1,8 \pm 0,3$. II proovikorral oli enim liike Narva 7 proovialal (4 liiki). Mõlemal proovikorral (mai, oktoober) oli esindatud 5 liiki. Shannon-Wiener'i mitmekesisuse indeks oli suurim I korral

(mai) Narva 10 proovialal (1,099) ja II korral Narva 7 proovialal (1,212) (vaata Lisa 4, tabel 1). Sadajalgsete arvukus korreleerus ($p < 0,05$) positiivselt varise kaaluga (g) ($R = 0,798$), orgaanilise aine sisaldusega mullas (0,722) ja lämmastiku sisaldusega mullas ($R = 0,646$).

Tabel 7. Hulkjalgsete keskmine ($\pm SE$) arvukus ja esinenud liikide arv mais ja oktoobris, N – keskmine arvukus, S – liikide arv

Parameeter	I kord - mai		II kord - oktoober	
	N	S	N	S
Asukoht				
Narva 1	-	-	1,3 \pm 0,7	2
Narva 2	-	-	-	-
Narva 3	-	-	-	-
Narva 4	-	-	-	-
Narva 5	-	-	-	-
Narva 6	-	-	-	-
Narva 7	0,7 \pm 0,7	2	2,0 \pm 1,0	4
Narva 8	-	-	1,3 \pm 0,9	2
Narva 9	-	-	0,7 \pm 0,7	2
Narva 10	1,0 \pm 0,6	3	0,7 \pm 0,3	2
Keskmine arvukus ja liike	0,5 \pm 0,2	5	1,8 \pm 0,3	5

Joonisel 14 on esitatud hulkjalgsete kanooniline vastavusanalüüsi ordinatsioon (Canonical Correspondence Analysis (CCA)) keskkonnateguritega. Proovialadena on eraldunud teistest Narva 3, Narva 8 ja Narva 10. *Lithobius erythrocephalus* (Lit_ery) arvukus korreleerus ($p < 0,05$) positiivselt mulla fosforisisaldusega ($R = 0,798$) ja negatiivselt mulla pH- ga ($R = -0,648$). *Lithobius curtipes* (Lit_cur) arvukus korreleerus ($p < 0,05$) positiivselt varise kaaluga ($R = 0,798$), orgaanilise aine sisaldusega mullas ($R = 0,722$) ja lämmastiku sisaldusega mullas ($R = 0,646$). *Lithobius erythrocephalus* (Lit_ery), *Geophilus proximus* (Geo_pro) ja *Lithobius curtipes* (Lit_cur) arvukus korreleerus ($p < 0,05$) positiivselt ämblikuliste sugukonna *Linyphiidae* (Lin_sp) arvukusega ($R = 0,645$).

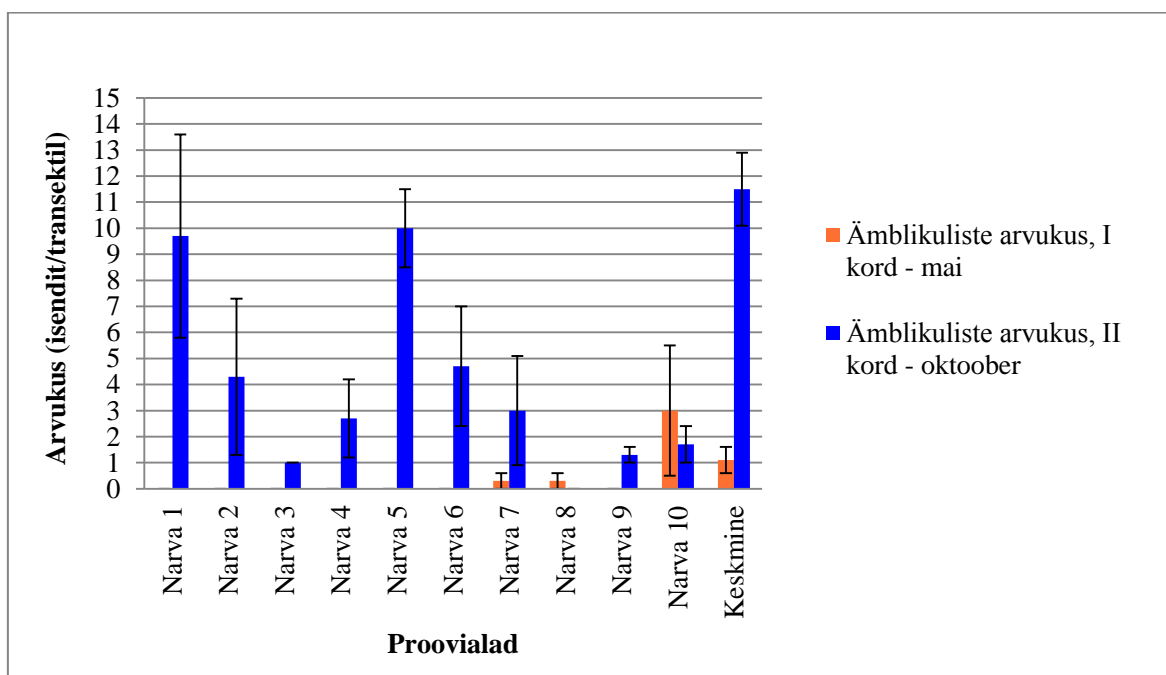


Joonis 14. Epifauna ja hulkjalgsete I korra (mai) kanooniline vastavusanalüüs (CCA) sõltuvalt keskkonnatingimustest: I telg on kaetud vastavalt 74,4% ja 9,2%, kanooniline koguväärtus on 0,087. Liikide lühendid on esitatud Lisa 3

4.3.2.3 Ämblikuliste arvukus ja mitmekesisus

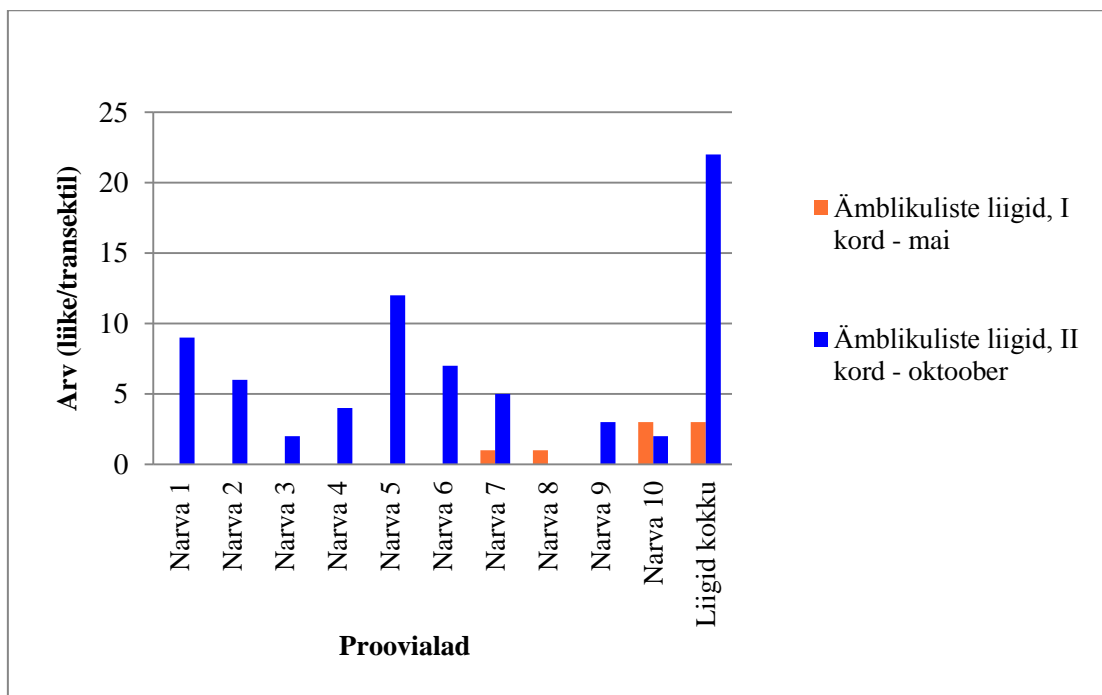
Joonisel 15 on esitatud ämblikuliste keskmised arvukused (\pm SE) transektide ja proovialade lõikes mais (I kogumiskord) ning oktoobris (II kogumiskord). Suurim ämblikuliste arvukus I korral oli Narva 10 proovialal ($3,0 \pm 2,5$) ja Narva 1, Narva 2, Narva 3, Narva 4, Narva 5, Narva 6, Narva 9 proovialal ämblikulised puudusid. I kogumiskorra kõikide proovialade

keskmise arvukuse oli $1,1 \pm 0,5$. II kogumiskorral andis arvukuselt suurimad tulemused Narva 5 proovialal ($10,0 \pm 1,5$) ja arvukus puudus Narva 8 proovialal. II kogumiskorra kümne prooviala keskmine arvukus oli $11,5 \pm 1,4$.



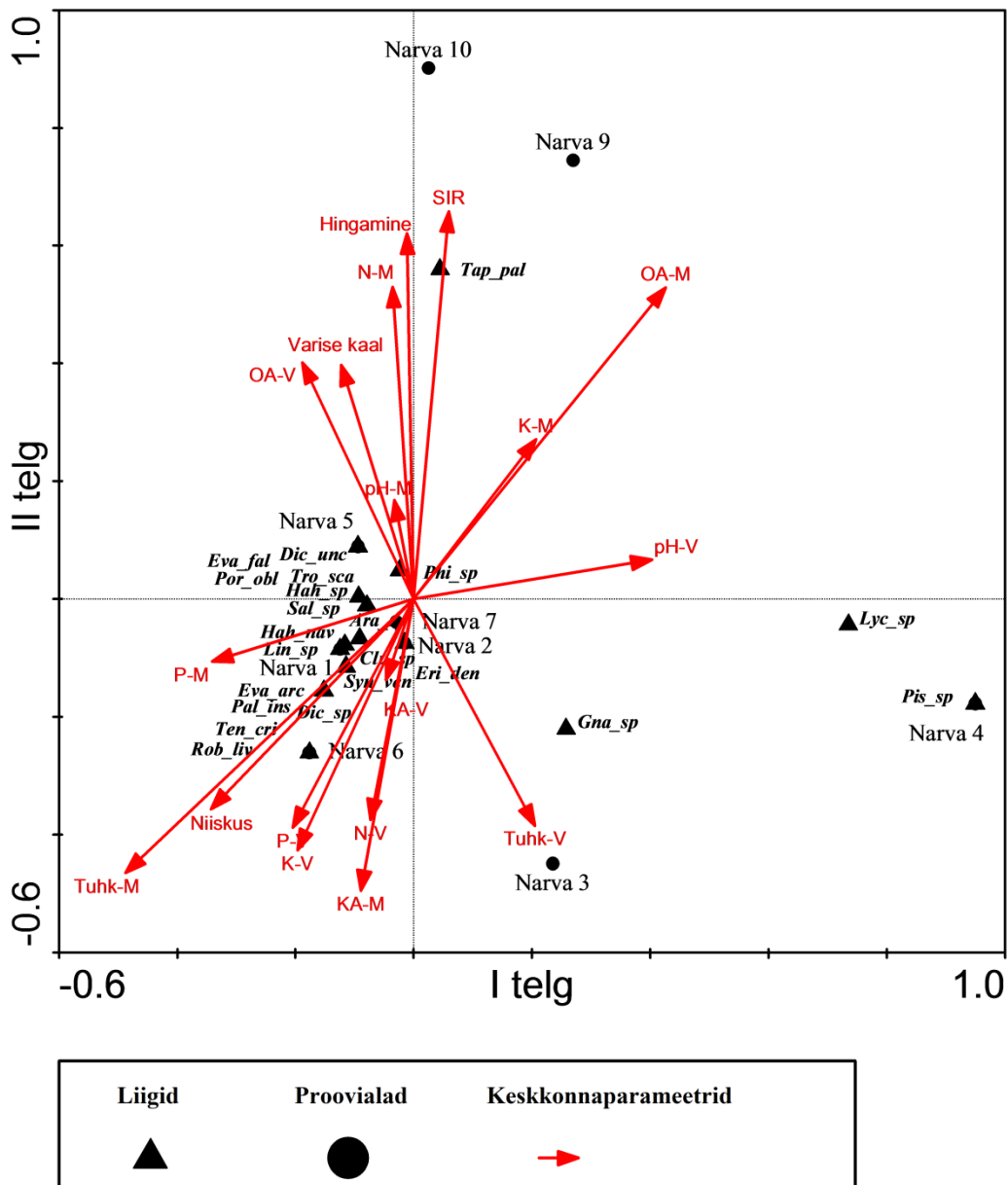
Joonis15. Ämblikuliste keskmine arvukus (\pm SE) proovialade lõikes mais ja oktoobris (isendit/transektil)

Joonisel 16 on esitatud andmed ämblikuliste liikide arvu kohta mais ja oktoobris. I korral esines kõige rohkem liike Narva 10 proovialal (3 liiki). Liike ei esinenud järgnevatel proovialadel, Narva 1, Narva 2, Narva 3, Narva 4, Narva 5, Narva 6, Narva 9. Kõikide I korra proovialade peale oli kokku kolm liiki. II korral oli kõige rohkem liike Narva 5 proovialal (12 liiki) ja liike ei esinenud Narva 8 proovialal. II korra proovialade peale oli kokku 22 erinevat ämblikuliste liiki. Shannon-Wiener'i mitmekesisuse indeks oli I korral suurim Narva 10 proovialal (0,918). II korral oli mitmekesisuse indeks suurim Narva 5 proovialal (2,118) (vaata Lisa 4, tabel 1).



Joonis 16. Ämblikuliste liikide arv mais ja oktoobris proovialade lõikes (liike/transektil)

Joonisel 17 on esitatud II korra (oktoober) ämblikuliste kanooniline vastavusanalüüsi ordinatsioon (Canonical Correspondence Analysis (CCA)) keskkonnateguritega. Suurima mõjuga on hingamine (BA) ja SIR. Proovialadest on Narva 5 ümber koondunud enim liike. Teistest eralduvad Narva 3, Narva 4, Narva 9 ja Narva 10 prooviala. *Linyphiidae sp.* (Lin_sp) ja *Hahniidae sp.* (Hah_sp) arvukus oli negatiivselt seotud mikroobide biomassi substraadi poolt indutseeritud hingamise (SIR), vastavalt ($R=-0,743$), ($R=-0,693$) ja mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (BA), vastavalt ($R=-0,705$) ning ($R=-0,679$). Niiskusesisaldus ja kaaliumi sisaldus varises oli positiivses korrelatsioonis ($p<0,05$) sugukonna *Clubionidae sp.* (Clu_sp) arvukusega ($R=0,809$), ($R=0,685$). *Philodromidae sp.* (Phi_sp) arvukus korreleerus positiivselt fosfori sisaldusega mullas ($R=0,884$).



Joonis 17. II kord ämblikuliste kanooniline vastavusanalüüs (CCA) sõltuvalt keskkonnatingimustest. I telg kaetud 31,6% ja II telg 18,9%. Kanooniline koguväärtus 2,060. Liikide lühendid on esitatud Lisa 3

4.3.2.4 Valgeliimuklaste arvukus ja mitmekesisus

Joonisel 9 on esitatud valgeliimuklaste II kogumiskorra kanooniline vastavusanalüüsi ordinatsioon (Canonical Correspondence Analysis (CCA)), millest selgub, et keskkonnatingimustest on suurima mõjuga mulla happesus (mol/l). Samamoodi oli olulise mõjuga valgeliimuklaste arvukusele mulla mikroobide biomassi poolt indutseeritud hingamine (SIR) ja mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (BA). *Henlea ventriculosa* (Hen_ven) arvukus korreleerus ($p < 0,05$) positiivselt fosfori sisaldusega

varises ($R=0,684$), kaaliumi sisaldusega varises ($R=0,759$) ja negatiivselt varise kaaluga ($R=-0,803$), mikroobikoosluse üldise aktiivsusega hingamisaktiivsuse alusel (BA) ($R=-0,709$). *Cognettia sp.* (Cog_sp) arvukus korreleerus negatiivselt varise kaaluga ($R=-0,775$) ja mikroobikoosluse üldise aktiivsusega hingamisaktiivsuse alusel (BA) ($R=-0,682$). *Fridericia reducata* (Fri_red) arvukus korreleerus positiivselt liikide, hooghännalise *Hypogastura manubrialis* (Hyp_man) ($R=0,759$), valgeliimuklase *Cognettia sp.* (Gog_sp) ($R=0,636$) ja negatiivselt vihmaussi *Dendrobaena octaedra* (Den_oct) ($R=-0,643$) arvukusega.

Tabelis 8 on esitatud andmed valgeliimuklaste keskmise arvukuse ja liikide arvu kohta proovialade lõikes oktoobris (II kord). Valgeliimuklaste keskmine arvukus oli II korral kõrgeim Narva 3 proovialal $129,3 \pm 68,3$ (isendit/püünises). Valgeliimuklasi ei esinenud Narva 7 ja Narva 8 proovialal. Kõigi kümne prooviala keskmine arvukus oli $100,7 \pm 21,7$. Esinenud liikide arv oli suurim Narva 1, Narva 2, Narva 3 ja Narva 4 proovialadel (3 liiki). Valgeliimuklaste liigid puudusid Narva 7 ja Narva 8 proovialadel. Neli erinevat valgeliimuklase liiki esines proovialadel: *Henlea ventriculosa*, *Cognettia sp.*, *Lumbricillus lineatus* ja *Fridericia reducata*. Shannon-Wiener'i mitmekesisuse indeks oli suurim Narva 2 proovialal (0,875) (vaata Lisa 4, tabel 1).

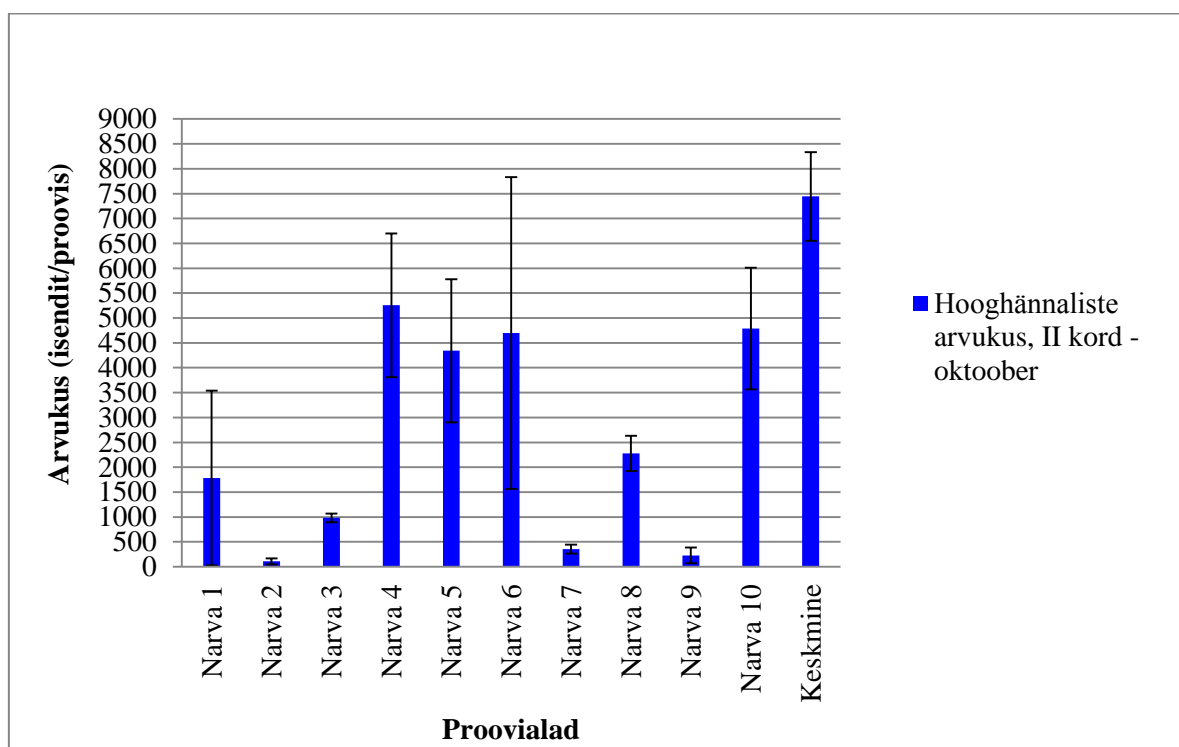
Tabel 8. Valgeliimuklaste keskmine ($\pm SE$) arvukus ja esinenud liikide arv oktoobris, N – keskmine arvukus, S – liikide arv

Parameeter	II kord - oktoober	
	N	S
Asukoht		
Narva 1	$31,7 \pm 16,8$	3
Narva 2	$45,7 \pm 45,7$	3
Narva 3	$129,3 \pm 68,3$	3
Narva 4	$110,0 \pm 72,6$	3
Narva 5	$5,7 \pm 2,2$	2
Narva 6	$4,3 \pm 2,8$	1
Narva 7	-	-
Narva 8	-	-
Narva 9	$4,7 \pm 0,3$	1
Narva 10	$4,3 \pm 1,2$	1
Keskmine arvukus ja liike	$100,7 \pm 21,7$	4

4.3.2.5 Hooghännaliste arvukus ja mitmekesisus

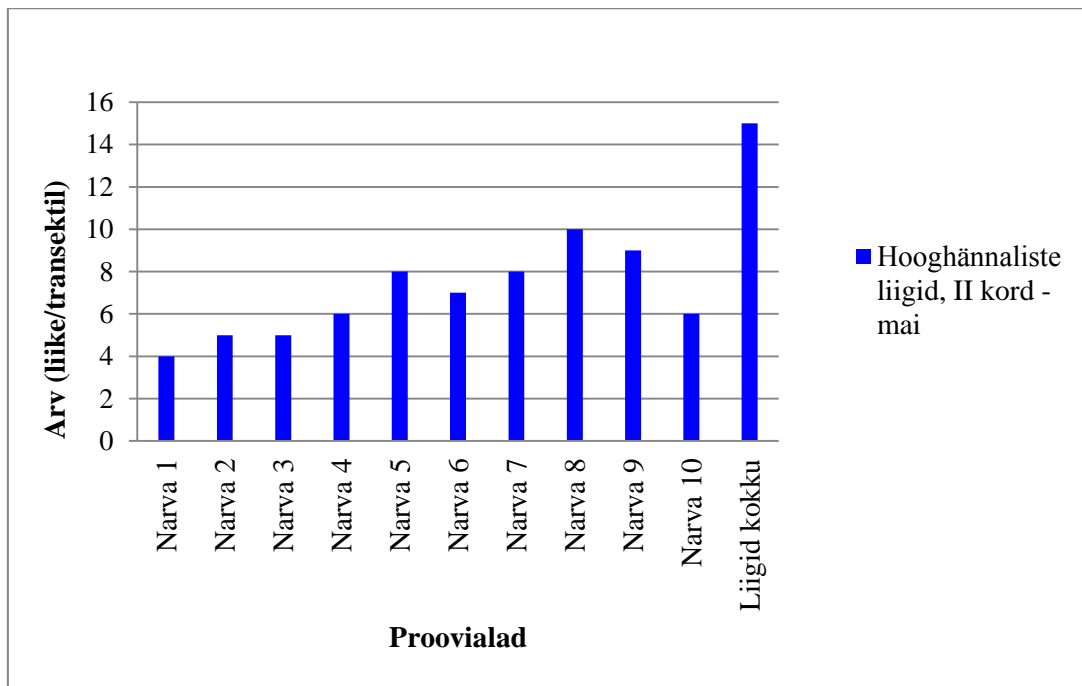
Joonisel 18 on esitatud andmed hooghännaliste keskmise arvukuse kohta transektide ja proovialade lõikes. Keskmise arvukus oli suurim Narva 4 proovialal ($5256,3 \pm 1444,1$) ja väikseim oli arvukus Narva 2 proovialal ($107,7 \pm 60,6$) (isendit/proovis). Kõigi kümne prooviala lõikes oli keskmine arvukus $7444,7 \pm 891,6$ (isendit/proovis).

Positiivselt korreleerusid ($p < 0,05$) varise kaaluga liikide *Desoria violacea* (Des_vio) ($R=0,693$), *Protaphorura armatus* (Pro_arm) ($R=0,753$), *Neelus mininus* (Nee_min) ($R=0,890$) ja negatiivselt liigi *Folsomia candida* (Fol_can) ($R=0,816$) arvukused.



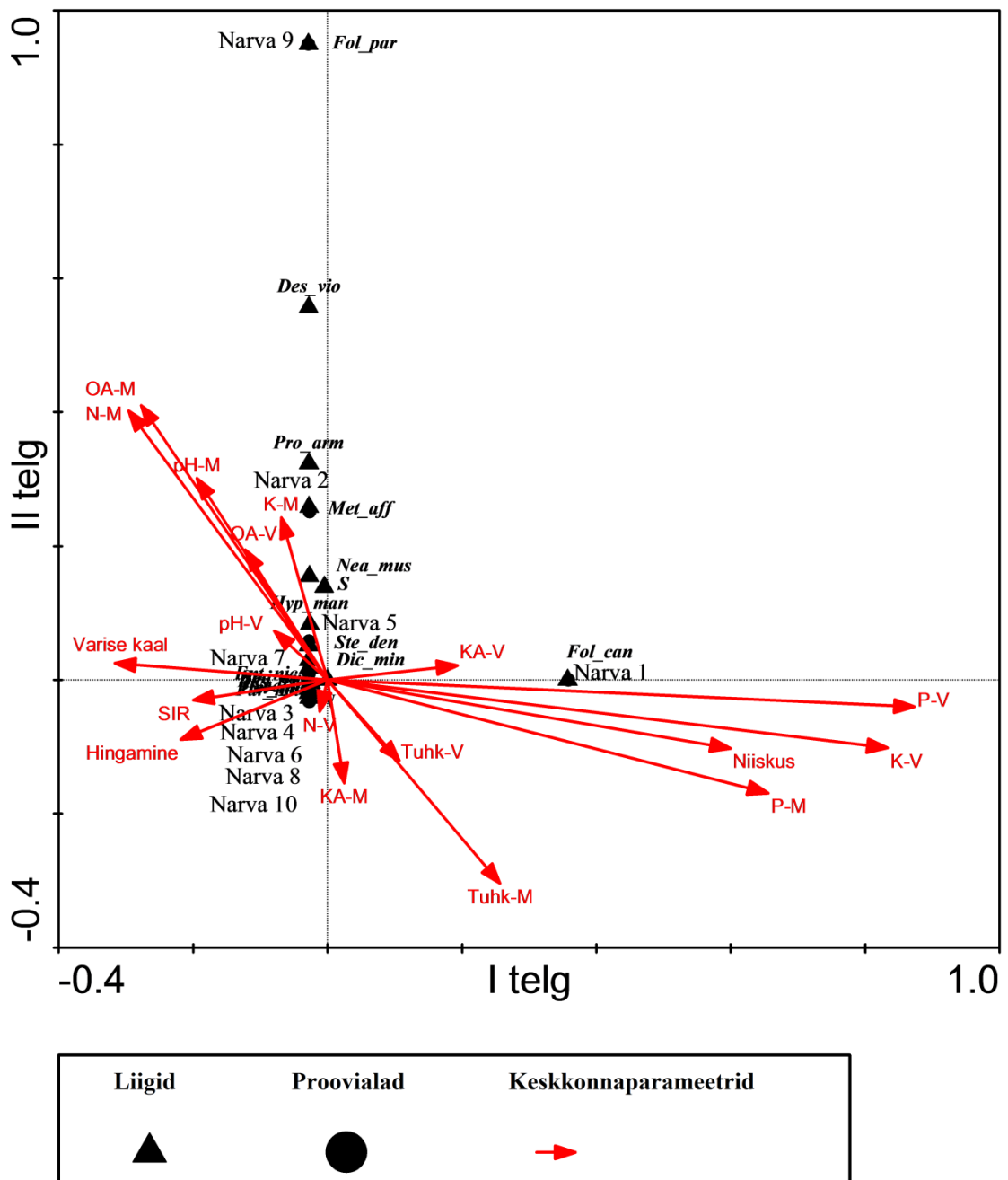
Joonis 18. Hooghännaliste keskmine arvukus proovialade lõikes ($\pm SE$) (isendit/proovis)

Joonisel 19 on esitatud andmed hooghännaliste liikide kohta transektide ja proovialade lõikes. Antud uurimustöö käigus määrati 15 liiki hooghännalisi. Kõige rohkem liike esines Narva 8 proovialal 10 liiki ja kõige vähem liike elutses Narva 1 proovialal (4 liiki). Suurim Shannon-Wiener'i mitmekesisuse indeks (0,934) oli Narva 9 proovialal ja madalaim Narva 6 proovialal (0,057) (vaata Lisa 4, tabel 1).



Joonis 19. Hooghännaliste liikide arv proovialade lõikes (liike/transektil)

Joonisel 20 on esitatud hooghännaliste kanooniline vastavusanalüüsi ordinatsioon (Canonical Correspondence Analysis (CCA)) keskkonnateguritega. Keskkonnatingimuste poolest on kõige rohkem mõju avaldanud fosfori ja kaaliumi sisaldus varises, mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (BA). Positiivselt korreleerusid ($p < 0,05$) varise kaaluga *Desoria violacea* (Des_vio) ($R=0,693$), *Protaphorura armatus* (Pro_arm) ($R=0,753$), *Neelus mininus* (Nee_min) ($R=0,890$) ja negatiivselt *Folsomia candida* (Fol_can) ($R=0,816$) arvukused. Fosfori (mg/kg) ja kaaliumi (mg/kg) sisaldus varises on positiivselt seotud *Folsomia candida* (Fol_can) ($R=0,699$), ($R=0,699$) ja negatiivselt *Desoria violacea* (Des_vio) ($R=-0,798$), ($R=-0,797$), *Metaphorura affinis* (Met_aff) ($R=-0,661$), ($R=-0,721$) ning *Neelus mininus* (Nee_min) ($R=-0,744$), ($R=-0,826$) arvukusega.



Joonis 20. Hooghännaliste kanooniline vastavusanaliüs (CCA) sõltuvalt keskkonnatingimustest: I ja II telg on kaetud vastavalt 81,6% ja 10,9%. Kanooniline koguväärtus on 0,553. Liikide lühendid on esitatud Lisa 3

5. Arutelu

5.1 Varis

Põlevkivi pealmaakaevandamine edendab suurt rolli looduskeskkonna lõhkumises ja aastakümnetega moodustunud looduslike ökosüsteemide hävitamises. Aja möödudes toimub looduskeskkonna taastumine, mis on pikk ja aeganõudev protsess elustiku, taimestiku kohanemisele, kuid seadusest tulenevalt on üritatud hävinud loodust rekultiveerimisega taastada. Kuna looduslik isetaastumine on väga pikaldane, sobib tasandatud puistute tunduvalt kiiremaks taastumiseks tehisk metsastamine.

Erinevad puuliigid on kohastunud elama erinevates tingimustes, aga põlevkivikarjääri aherainemägede pinnase keemiline koostis jääb siiski vaid üksikutele liikidele vastuvõetavaks. Domineeriva liigina on tasandatud puistuid katmas männid, sest erinevalt harilikust kuusest suudavad nad taluda toitainetevaeseid pinnaseid ja vältida külmakahjustusi. Samamoodi on ennast rekultiveeritud aladel kehtestanud, lehis, arukask, paju, haab, aidates kaasa uute metsa-, varise-, mullaökosüsteemide tekkele ja bioloogilise mitmekesisuse suurenemisele. Metsad oma olemuselt seovad igapäevaselt süsinikdioksiidi ja toodavad varist.

Varise näol langeb maapinnale looduslik väetis, mille koostis ja kogus olenevad puistu iseloomust (lehtpuu-, okaspuu- või segapuistu). Erinevad puuliigid suudavad keskkonnatingimustest tulenevalt toota erineva koguse orgaanilist ainet, luues sellega soodsa keskkonna mikroobikooslustele ja varise-, mullafaunale elutsemiseks, arenguks. Narva karjääri metsastatud alad rekultiveeriti vahemikus 1980 – 2006.a, proovialadest Narva 1 on rekultiveeritud kõige hiljem, 2006. aastal, ja Narva 10 kõige varem 1980. aastal.

Kevadel ja sügisel võetud proovid erinesid oluliselt kaalu poolest (vastavalt sügisel $176,83 \pm 34,73$ ja kevadel $108,83 \pm 30,96$ g). Kevadel võetud variseproovide puhul olid mikroorganismid jõudnud orgaanilist ainet lagundada ja seda juba osaliselt mullaga segada, aga sügisel koosnes proov äsja langenud varisest, mida alles hakatakse järk-järgult mikroobikoosluse ja fauna poolt töötlemata. Kõige suuremad varise koguselised erinevused esinesid kevadel ja sügisel Narva 3, Narva 8 proovialadel. Laas *et al* (2012) andmetel sõltub tekkiv varis koguseliselt puistu puuliigist ja liigi valgusnõudlikkusest. Kõige rohkem tekib varist varjatalumatelt liikidelt, sest neil on võra ehituslikult pikem ja tihedam; üldjuhul tekib varist segapuistutes rohkem, kui puhtpuistutes (Laas *et al.*, 2012). Narva 3 proovialal kasvasid

kaheksa kuni kümne aastased männid ja esines arukaske, paju, haaba (segapuistu) – need on kõik valgusnõudlikud liigid. Narva 8 proovialal kasvasid lehised (valgusnõudlik) ja kuused (varjataluv), alustaimestik praktiliselt puudus. Varise teket peaks väidetavalt soosima ka viljakama pinnasega kasvukoht, sest seal on soodsamad tingimused taimestiku ja alusmetsa arenguks, aga määratud keskkonnaparameetrid seda ei väljendanud (Narva 3 oli kevadel orgaanilise aine sisaldus (67,82) kõrgem võrreldes Narva 8 (51,74)).

Narva 8 prooviala suuremat varise kogust põhjendab ka halvasti lagunev lehise ja kuuse okkavaris, kuna okkad on kaetud vahakihi ja sisaldavad enam ligniini kui lehtpuud (kuusk 34%, kasel 14,5%, Laas *et al.*, 2012, Melillo *et al.*, 1982). Arukase (koos männiokastega) lehevaris laguneb palju kiiremini, sest lehtedes on vähem ligniini, kui okaspuudel, lehed sisaldavad lämmastikku (1,31 – 2,09%) (Kiviste, 2001), ja rohkem lahustuvaid ühendeid. Erinevate variseliikide lagunemiskiirus samas kohas võib oluliselt erineda. Aktiivne lagundavate bakterite tegevus sõltub ka mulla reaktsioonist, sobilik on neutraalne või nõrgalt happeline reaktsioon, samamoodi lagundavad ka seemed orgaanilist ainet happelistes muldades (Laas *et al.*, 2012). Suurem niiskusesisaldus soodustab taimestiku arengut ja fauna tegevust ning varise lagundamise kiirust.

Varise kogus oli aastate lõikes kasvav: mida varem oli puistu rajatud seda rohkem oli tekkinud ka varist, ehkki kõige vanematel proovialadel varise kaal veidi langes. Languse põhjuseks võib olla mulla meso-, makro- ja megafauna kõrgem aktiivsus, mis muudab varise kiiremini kõduks, siis huumuseks ja lõpuks mineraalmullaks.

5.2 Keskkonnatingimused

Põlevkivi kaevandamisega muudetakse oluliselt algseid keskkonnatingimusi, eeskätt hüdroloogilist režiimi. Kaevandamistöõde järel puudub puistute pindmistel kihtidel põhjaveega seos, kogu niiskusesisaldus pinnases sõltub sademetest (Vaus, 1971; Raid, 1972). Niiskusrežiim reguleerib omavahel erinevate taime ja faunakoosluste eksisteerimist. Niiskusesisalduse tõus pinnases aitab kaasa orgaanilise aine lagunemisele ja omakorda lämmastiku vabanemisele.

Sügisel mõõdeti pinnases poole suuremad niiskusesisalduse tulemused kui kevadel võetud proovides (Joonis 3). Baseerudes Narva-Jõesuu meteoroloogia- ja hüdroloogiajaama andmetele sadas veebruarist septembrini maapinnale kõige rohkem sademeid septembri kuus (120 mm) ja kõige vähem aprillis (32,2 mm). Liigse niiskuse tagajärjel on oht õhupuuduse

tekkele, mis tekitab anaeroobse keskkonna, kus hakkavad elutsema anaeroobsed bakterid, mille tagajärjel orgaanilise aine lagunemine aeglustub (Laas *et al.*, 2012). Narva 1 prooviala kõrge niiskusesisaldus ($27,72 \pm 1,86 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (vee ruumala mulla ruumala kohta)) võis tuleneda sellest, et viimastel aastatel on muudetud rekultiveerimise tehnoloogiat, ka mullakihi paksus oli Narva 1 proovialal kõrgeim (10-15 cm) võrreldes teiste proovialadega (Tabel 1). Metsamuldades jõuavad sademed 20 ... 30 cm sügavusele, sademeterohkel perioodil lausa 60 ... 100 cm sügavuseni, aga veevaru säilib kergemate lõimiste puhul 30 cm paksuses kihis, mis on kevadel ja sügisel 50 ... 60 mm (Vaus, 1971; Raid, 1972). Madalaim niiskusesisaldus ja kõige suurem maapinnale kogunenud varisekogus mõõdeti Narva 8 proovialal. Eeldatavasti oli varise lagundamine Narva 8 proovialal piiratud, sest olemasolevast niiskusest ei piisanud fauna aktiivseks tegutsemiseks.

Tulemused näitasid, et proovialadel kõikus substraadi vesinikeksponent (pH) vahemikus 5,11 (nõrgalt happeline) kuni 7,96 (nõrgalt aluseline), mis on sobilik kasvamiseks suuremale osale kultuurtaimedest. Pinnase reaktsioon mõjutab otseselt mullaökosüsteemi elustikku, seeni, vetikaid, baktereid, vihmausse ja faunast sõltub omakorda orgaanilise aine omastatavus, kivimite murenemine (Vaus, 1971). Taimed omastavad kõige paremini lämmastikku, magneesiumi, kaltsiumi, väävlit, molübdeeni pinnasereaktsiooni pH 7,4-8,5 juures (Kaar, 2002). Narva karjääri puhul oli algselt tegemist soise alaga, mis oli happelise reaktsiooniga, aga rekultiveerimise käigus, tänu ladestatud lubjakivile on Narva karjääri pH muutunud 6,3-7,2 (Vaus, 1971).

Keskmine kuivainesisaldus (KA %) oli suurim kevadistes variseproovides ($91,43 \pm 1,10\%$) ja madalaim kevadel võetud mullaproovides. Orgaanilise aine (OA %) lagundamiseks on äärmiselt oluline mulla soojus- ja niiskusrežiim. Mida kõrgem on mullatemperatuur, seda kiiremini orgaaniline aine laguneb (Laas *et al.*, 2012). Mikroorganismide elutegevus vaibub temperatuuri langusega (talvel) ja intensiivistub temperatuuri tõusuga. (Laas *et al.*, 2012) Orgaanilise aine sisaldus mullas on positiivselt seotud varise lämmastiksisaldusega ($R=0,734$) ja negatiivselt kaaliumi sisaldusega varises ($R=-0,842$), fosfori sisaldusega mullas ($R=-0,729$). Süsiniku ja lämmastiku suhe näitab orgaanilise aine omadusi, olles samas seotud lämmastiku mineralisatsiooniga või immobilisatsiooniga (Laas *et al.*, 2012).

Mulla hingamisaktiivsus (BA) oli kõrgeim Narva 10 proovialal ($\text{mg O}_2/\text{kg KA}\cdot\text{h}$) ja madalaim Narva 1 proovialal, proovialade rekultiveerimise vanuse kasvades tõusis ka hingamisaktiivsus. Biomassi poolt indutseeritud keskmine hingamine (SIR) oli suurim Narva

10 proovialal ja madalaim Narva 5 proovialal. Mida suurem oli varise kogus proovialal, seda suuremad olid mikroobikoosluse hingamine (BA) ja mikroobide biomass SIR (vastavalt $R=0,758$ ja $R=0,756$; $p<0,05$).

5.3 Vihmaussikoosluse arvukus ja mitmekesisus

Vihmaussikoosluse arvukuse ja liigilise koosseisu oluliseks mõjutajaks on orgaanilise aine sisaldus mullas. Vihmaussiliigid segavad metsavarise ja orgaanilise aine pinnasesse, mis kiirendab lagunemist ja toitainete vabanemist mulda. Orgaanilise aine sisaldus varises oli kõrgeim Narva 10 proovialal kevadel ja sügisel, kus oli ka vihmausside arvukus ning liigiline koosseis suurim, ning orgaanilise aine sisaldus mullas oli kõrgeim Narva 4 proovialal, kus esines ainult üks kõdukihis elutsev isend - peen kõduuss (*Dendrodrilus rubidus*). Vihmausse ei esinenud Narva 1, Narva 2, Narva 3, Narva 5 ja Narva 9 proovialadel. Eelnevalt nimetatud proovialadel ei olnud piisavalt varist, orgaanilise aine sisaldus oli võrreldes vanemate proovialadega väike, polnud kujunenud mitmekesist alustaimestikku.

Vihmaussiliigid jaotatakse eluviisi ja elupaiga põhjal kolme ökoloogilisse gruppi (Bouche, 1977): aneetsilised, epigeilised (toituvad maapinnal olevast orgaanilisest ainest) ja endogeilised liigid (elavad enamjaolt ülemises toitaineterikkamas mullakihis). Narva proovialadel esinesid valdavalt epigeilise eluviisiga liigid: peen kõduuss (*Dendrodrilus rubidus*), punane vihmauss (*Lumbricus rubellus*), kaheksakant kõduuss (*Dendrobaena octaedra*), tume vihmauss (*Lumbricus castaneus*), esines vaid üks endogeilise eluviisiga liik, roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*). Aneetsilise eluviisiga liike Narva proovialadel ei esinenud, kuna puudusid sobivad tingimused nende eluks vajalike sügavate urgude uuristamiseks. Tüüpilistest metsavarisest toituvatest epigeilistest liikidest oli kaheksakant kõduuss (*Dendrobaena octaedra*) esindatud seitsmel proovialal 12 isendiga ja peen kõduuss (*Dendrodrilus rubidus*) viiel proovialal. Vaid Narva 8 proovialal leidis endogeilise eluviisiga roosa mullauss (*Aporrectodea rosea*). Vihmausside arvukus oli kõrgem varem rekultiveeritud proovialadel, kus oli enam varist ning koosluse areng oli saanud toimuda pikema aja jooksul. Vihmausside jaoks on kaevandusaladel limiteerivaks teguriks mullaniiskus. Vihmausside munakookonid põuasel ajal ei valmi, noored ussid kooruvad munadest välja alles siis, kui temperatuur on sobiv isendite ellujäämiseks. (Ivask *et al.*, 2006) Mullatemperatuur mõjutab elutegevuse aktiivsust, paljunemist, ainevahetust, kasvu, hingamise intensiivsust. Vihmaussikoosluste eksisteerimiseks parasvöötmes on optimaalseks mullatemperatuuriks +2 ... +15°C (Edwards *et al.*, 1996). EMHI andmete põhjal olid 2012.a suvised temperatuurid

kohati liiga kõrged, millest võis tuleneda vihmaussikoosluste madal arvukus. Vihmaussid vajavad elutegevuseks vähemalt 20%- list mullaniiskust, kuid kolmel proovialal jäi mulla niiskus alla vajaliku miinimumi (Joonis 3), see siiski ei takistanud vihmausside esinemist nendel transektidel.

Suurem enamus vihmaussiliikidest eelistab neutraalseid (pH=7,0) või nõrgalt aluselise reaktsiooniga muldi. Happelise reaktsiooniga mullad on üldiselt ebasobivad, kuid nad on võimelised mingi perioodi happelises keskkonnas elama. Varise vesinikeksponent pH jäi 7,00 – 8,00 vahele, mis on vihmausside eluks sobiv.

5.4 Epifauna arvukus ja mitmekesisus

Mulla-ja variseelustik mõjutab oma elutegevuse käigus ökosüsteemi troofilisi tasemeid, toitainete ringlust ja mulla omadusi. Kõik organismid on omal moel ökosüsteemide vajalikud liikmed, sama lugu on ka mulla- ja variseelustikuga. Bakterid, lestad, hooghännalised, vihmaussid, valgeliimuklased, ämblikud, jooksiklased, hulkjalgsed, sipelgad edendavad olulist rolli mulla- ja variseseisundi määramisel. Selgrootud on liigina hästi määratavad, laia levikuga, sõltuvuses füüsikalise-keemilistest keskkonnatingimustest ja reageerivad muutustele kiiresti. Võib väita, et pinnase omaduste muutusega toimub fauna muutus ja vastupidi. Epifauna arvukus oli kevadel suurim Narva 10 proovialal, kus mulla- ja variseökosüsteemid on saanud areneda 34 aastat. Epifauna puudus järgnevatel proovialadelt: Narva 2, Narva 3, Narva 4, Narva 5, Narva 6. Aherainemägede madal niiskusesisaldus võis olla põhjuseks, miks ei esinenud eelnevalt nimetatud proovialadel epifaunat. Narva 1 proovialal leiti selgrootuid, kuid seal oli ka niiskusesisaldus kõrgem ja 2006. aastal läbiviidud rekultiveerimise tehnoloogiat tundub olevat muudetud, sest mullakihi paksus on jäetud suurem, kui eelnevatel aastatel rekultiveeritud aladel. Paksem mullakiht suudab tehnilikult niiskust kauem säilitada. Proovialadel, Narva 2 kuni Narva 6 on taimestik ja taimestiku katvus suhteliselt kesine, millest tingituna on varisekogused jäänud väikeseks ning sellest tulenevalt on ka fauna arvukus madal.

Kevadel võetud mullaproovid olid aluselise reaktsiooniga, mis on sobilik mikroobikoosluste arenguks, aga kevadel võetud variseproovid (pH=5-6) olid nõrgalt happelised võrreldes sügiseste variseproovidega (pH=6-7). Sügisel oli selgrootute fauna kõige arvukam Narva 4 proovialal, mille põhjustas hooghännalise *Parisotoma notabilis* isendite rohkus. Sügisel kogutud variseproovide põhjal võib oletada, et epifauna erinevate liikide arv ja isendite

arvukus ei ole tugevalt seotud prooviala vanusega. Liikide arvu ja isendite arvukust mõjutavad väga paljud parameetrid, alustades sademetest ja lõpetades taimestikuga, katvusega. Sügisel esines kõige vähem liike Narva 3 proovialal, arvukus oli väikseim Narva 2. Üheks põhjuseks võib siin olla varise madalam orgaanilise aine sisaldus, kuna võrreldes ülejäänud sügiseste proovialadega oli neis kahes orgaanilise aine sisaldus madal (Tabel 3). Kevadel võetud variseproovides sisalduva epifauna bioloogiline mitmekesisus oli oluliselt madalam kui sügisel. Kevadel esines proovialade lõikes 12 erinevat liiki, aga sügisel 69 liiki. Liigiline rohkus ja isendite arvukus olid positiivselt seotud, liikide arvu suurenemisega kasvas ka isendite arvukus.

Suur erinevus epifauna liigilises koosseisus kevadel ja sügisel võib olla tingitud kliimatilistest ja sempooneeritud erinevustest. Maikuus variseproovide võtmise ajal oli keskmine õhutemperatuur madalam kui oktoobrikuus, II kogumiskorral. Mikroorganismide elutegevus vaibub temperatuuri langusega ja intensiivsus temperatuuri tõusuga (Laas et al., 2012). Arvatavasti on Narva karjääri rekultiveeritud alade keemilised omadused mõjutanud fauna arvukust, mõjutajatena eeskätt kõrge lubjakivi- ja põlevkivisisaldus. Mardikaliste arvukus oli kõrgeim sügisel Narva 7 proovialal ja madalaim Narva 2 proovialal (Joonis 12). Kevadel esines ainult üks isend Narva 7 proovialal, seitsetäpp-lepatriinu (*Coccinella septempunctata*). I kogumiskorra (mai) madal arvukus ja liigiline koosseis võib tuleneda madalast temperatuurist võrreldes sügisega (Tabel 5). II kogumiskorral esines kõige rohkem liike Narva 5 ja Narva 7 proovialal (7 liiki) ja kõige vähem Narva 2, Narva 3, Narva 6, Narva 10. Mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (BA) korreleerus positiivselt ($p < 0,05$) mardikaliste vastsete arvukusega *Larvae* ($R=0,709$). Narva 7 prooviala sügisene variseproov oli võrreldes teiste proovialadega neutraalse pH-ga, mis soosis mardikaliste arvukuse kasvu ja liigilist mitmekesisust just sellel proovialal.

Hulkjalgsed on varjatud eluviisiga, elades metsakõdus ja pinnases (Luig, 2003). Tuhajalgseid (*Diplopoda*) meie proovialadel ei leidunud ebasoodsate niiskuse tingimuste tõttu. Sadajalgseid (*Chilopoda*) on varjatud eluviisiga kiskjad, Nii kevadel ja sügisel võetud variseproovides esines mõlemal korral viis erinevat sadajalgset liiki. Sügise proovides lisandus veel üks liik - *Geophilus tenebrosus*. Sadajalgsete arvukus oli madal, seda reguleeris toidu olemasolu ja kättesaadavus. Sadajalgseid esines kõige rohkem sügisel Narva 7 proovialal, 4 liiki. Ämblikulised on domineerivad kiskjad, asutades kõige mitmekesisemaid ökosüsteeme: niite, soid, rannikualasid, agraarökosüsteeme (Sunderland, 1999; Ivask et al., 2004). Loomtoidulistena etendavad nad olulist osa biotsünoosis üksikute loomarühmade

omavaheliste arvukussuhete reguleerijatena. Kevadel, I kogumiskorral ei esinenud ämblikulisi Narva 1, Narva 2, Narva 3, Narva 4, Narva 5, Narva 6, Narva 9 proovialadel. II kogumiskorral oli ämblikulisi kõige rohkem Narva 5 proovialal, mis võis autori arvates tuleneda kõrge orgaanilise aine (OA) sisaldusest varises: kõrge orgaanilise aine sisaldusega varises oli piisavalt saakloomi, keda küttida. Ämblikuliste arvukus Narva põlevkivikarjääri rekultiveeritud aladel sõltub abiootilistest teguritest nagu õhutemperatuur, niiskusrežiim ja biootilistest teguritest – liigikaaslased.

5.5 Valgeliimuklaste arvukus ja mitmekesisus

Valgeliimuklaste puhul on tegemist peamiselt pigem happelise reaktsiooniga toorhuumusmullas elava selgrootutega (Graefe *et al.*, 2004; Kilham, 1994). Neil on oluline osa aineriingete ja energiavoogude edendamises, lagundades surnud orgaanilist ainet (taimejäänused) (Kuu, 2012; Ivask, 2011). Väikeste selgrootute - hooghännalised, valgeliimuklased, arvukus sõltub suuresti mulla mikrokliimast, orgaanilise aine levikust, põllumajandustegevusest (Crossley *et al.*, 1992). Eksperimentaalselt on tõestatud, et mullas, kus esinevad valgeliimuklased, nematoodid, ainuraksed loomad, hooghännalised, sipelgad ja vihmaussid on taimeproduktioon kõrgem kui ilma nende liikideta (Ivask, 2010). Kõige rohkem esines valgeliimuklasi Narva 3 proovialal ja neid ei esinenud Narva 7, Narva 8 proovialadel. *Henlea ventriculosa* (Hen_ven) arvukus korreleerus ($p < 0,05$) positiivselt fosfori sisaldusega varises ($R = 0,684$), kaaliumi sisaldusega varises ($R = 0,759$) ja negatiivselt varise kaaluga ($R = -0,803$), mikroobikoosluse üldise aktiivsusega hingamisaktiivsuse alusel (BA) ($R = -0,709$). Valgeliimuklased olid positiivselt seotud keskkonnaparameetritega, aga siiski eelistasid happelise reaktsiooniga substraate.

5.6 Hooghännaliste arvukus ja mitmekesisus

Hooghännaliste arvukus mullas sõltub mulla pooride suurusest, toidubaasist ja niiskusrežiimist (Haarlov, 1955). Mulla õhupooride suurus on nende jaoks oluline, sest need on hooghännaliste peamisteks elupaikades, ise nad ei ole võimelised käike uuristama (Brown, 1978). Varist asustavate hooghännaliste keskmine arvukus oli suurim Narva 4 proovialal ja väiksem Narva 2, kus varise orgaanilise aine sisaldus oli proovialade lõikes madalaim. Kõige rohkem liike esines Narva 8 proovialal (10 liiki) ja kõige vähem Narva 1 proovialal (4 liiki). Narva 8 proovialal esinesid hüppehargiga liigid, kes elavad ülemistes kihtides (*Parisotoma notabilis*, *Desoria violacea*), ilma hüppehargita valkjad liigid, kes elavad sügavamates mullakihtides (*Metaphorura affinis*, *Protaphorura armatus*), ilma hüppehargita liigid

(*Neanura muscorum*, *Hypogastura manubrialis*), pikkade tunnalde-, kehaga ja ülemises mullakihis, taimedel elutsevad (*Heteromurus nitidus*, *Entomobrya nicoleti*), kerashooghännalised, vähesed liigid elavad mullas, paljud elutsevad peamiselt taimedel (*Neelus mininus*, *Dicyrtomina minuta*). Keskkonnatingimuste poolest on kõige rohkem mõju avaldanud fosfori ja kaaliumi sisaldus varises, mikroobikoosluse üldine aktiivsus hingamisaktiivsuse alusel (BA). Hooghännalised toituvad enamasti lagunevatest taimeosadest ja nendega seotud mikrofloorast (Neher, 1999), aga osad liigid toituvad lisaks surnud taimedele ka elavate taimede kudedest (Sabais, 2011). Hooghännaliste arvukus ja bioloogiline mitmekesisus kasvab koos taimeliikide mitmekesisusega (Sabais, 2011). Hõlmates kõiki troofilisi tasemeid on nad metsade kõdukihis ja niitudel toiduks ämblikele (Meriste, 2004). Hooghännalised võivad parandada mikrobioloogilist aktiivsust mullas, vahendada toitainete transpordiprotsesse mullas, kiirendada laguprotsesse ja kontrollida mullaorganismide populatsioonide dünaamikat. (Ivask *et al.*, 2013). Seega, Narva põlevkivikarjääri aherainemägede proovialade lõikes ilmnes orgaanilise aine, vihmauslaste ja kevadel esineva epifauna kasvav trend prooviala vanuse tõusuga. Tekkiva varise kogus (g) oli positiivselt seotud mikroobide biomassi substraadi poolt indutseeritud hingamisega (SIR) ja mikroobikoosluse üldise aktiivsusega hingamisaktiivsuse alusel (BA)

Mida suurem oli varise kogus proovialal, seda suuremad olid mikroobikoosluse hingamisaktiivsuse (BA) ja mikroobide biomassi (SIR) väärtused. Mullaelustiku arvukust mõjutas oluliselt proovide võtmise aeg (kuiv kevad, niiske sügis). Sügisel võetud variseproovide põhjal võis järeldada, et lisaks puistu vanusele mõjutavad epifauna liikide arvu ja isendite arvukust mitmed parameetrid, alustades sademetest ja lõpetades taimestiku katvusega.

6. Järeldused

Käesoleva magistritöö raames kogutud materjali analüüsi põhjal võib järeldada, et:

- Narva karjääri erivanuselistes rekultiveeritud puistutes tekib metsavarist erineval hulgal, sõltuvalt puistu iseloomust ja selle rajamise (ala rekultiveerimise) ajast.
- Narva kaevandusalade erivanuseliste puistute varis sisaldab mitmekesist selgrootute faunat, mille esindajad osalevad varise toiduahelates ning lagunemisprotsessis.
- Peamised keskkonnategurid, mis mõjutavad varise- ja mullaelustiku esinemist rekultiveeritud Narva aherainemägedes, on alade niiskusrežiim ning rekultiveerimisest möödunud perioodi pikkus, mis määrab ära tekkiva varise koguse ja iseloomu.

Kokkuvõte

Üle 90 aasta on Ida-Virumaal Narva põlevkivikarjääris kukersiidi kaevandamisega lõhutud erinevaid metsa-, põllumaade-, varise-, mullaökosüsteeme ja pinnavorme. Kaevandamise tagajärjel tekkisid tehismaastikud, muutus geoloogiline ehitus ja veerežiim. Kaevandamine on endast maha jätnud märkimisväärse jälje, kus pika aja möödudes hakkab toimuma looduskeskkonna isetaastumine, tekib uus taimkate ja fauna. Aastad näitasid Eesti ja teiste riikide põhjal, et kõige kiirem viis looduskeskkonna ja ökosüsteemide taastumiseks on ise sobivate puuliikidega kunstlikult puistute rajamine. Rajatud puistute arengu kiirust mõjutab pinnase koostis, kivisus, toitainete sisaldus, niiskusrežiim, mulla reaktsioon, erosioonioht.

Põlevkivikarjääri puistangutele istutavate liikide varjeeruvus on piiratud, sest vähesed liigid tolereerivad aluselist ehk leeliselist reaktsiooni. Aherainemägede toitainetevaesel pinnasel suudavad edukalt kohastuda männid, lehised, arukased, pajud, haavad ja veel mõningad liigid. Mets oma olemuselt ei seo ainult süsinikdioksiidi vaid seab aluse uute ökosüsteemide tekkele, langetades varise näol maapinnale looduslikku väetist. Varis võib olla väga erineva liigilise ja keemilise koostisega. Soodsad keskkonnatingimused loovad aluse varise- ja mullafauna arenguks. Mikroobikooslused, hooghännalised, valgeliimuklased, mardikalised, hulkjalgsed, vihmaussid lagundavad soodsates keskkonnatingimustes varist kõduks ja seejärel huumuseks. Esmastena töötlevad varist suuremad organismid ja lõpetuseks viivad lagundamise lõpuni bakterid.

Antud töö annab ülevaate metsavarise tekkelistest kogustest Narva karjääri erivanuselistes rekultiveeritud puistutes, seal elutsevatest meso-, makro-, megafauna koosluste arvukusest, taksonoomilisest struktuurist ja keskkonnategurite poolsest mõjust faunale, varisele. Varise koguste ja fauna arvukuse väljaselgitamiseks koguti Narva karjääris kümneelt proovialalt kevadel (mais) ja sügisel (oktoobris) 30 variseproovi. Laboratooriumis toimus pintsettide, entomoloogilise nõela abil makro- ja megafauna sorteerimine varisest ja määramine. Hooghännaliste ekstraheerimiseks kasutati Tullgreni lehtrite süsteemi, valgeliimuklased ekstraheeriti Graefe märgetraheerimismeetodil ja mulla mikroobikoosluse üldine aktiivsus määrati muldade koondproovidest hingamisaktiivsuse alusel, mikroobide aktiivne biomass määrati kaudselt (SIR).

Töö tulemusena selgus, et kevadel ja sügisel võetud proovid erinesid oluliselt kaalu poolest, mis tulenes proovi võtmise ajast. Varise koguseline teke sõltus liigi valgusnõudlikkusest ning

puistu puuliigist, kas oli tegemist okaspuumetsa, lehtpuumetsa või segapuistuga. Halvasti lagunes lehise ja kuuse okkavaris, kuna okkad olid kaetud vahakihi ja sisaldasid rohkem ligniini. Selgus, et niiskusesisaldus soodustas taimestiku arengut ja fauna tegevust ning varise lagundamise kiirust. Varise kogus oli aastate lõikes kasvav: mida varem oli puistu rajatud seda rohkem oli tekkinud ka varist, ehkki kõige vanematel proovialadel varise kaal veidi langes. Languse põhjuseks võis olla mulla meso-, makro- ja megafauna kõrgem aktiivsus, mis muutis varise kiiremini kõduks, siis huumuseks ja lõpuks mineraalmullaks.

Tulemused näitasid, et proovialadel kõikis substraadi vesinikeksponent (pH) vahemikus 5,11 (nõrgalt happeline) kuni 7,96 (nõrgalt aluseline), mis oli sobilik kasvamiseks suuremale osale kultuurtaimedest. Pinnase reaktsioon mõjutab otseselt mullaökosüsteemi elustikku, seeni, vetikaid, baktereid, vihmausse ja faunast sõltub omakorda orgaanilise aine omastatavus. Mida suurem oli varise kogus proovialal, seda suuremad olid mikroobikoosluse hingamine (BA) ja mikroobide biomass (SIR). Vihmausslasi esines arvukuselt rohkem varasemalt rekultiveeritud proovialadel. Vanematel proovialadel, kus oli bioloogiline mitmekesisus suurem, tõusis ka biomass ja orgaanilise aine sisaldus. Vihmausside jaoks oli kõige olulisem mullaomadus mullaniisku. Sügisel võetud variseproovid andsid kinnitust, et epifauna erinevate liikide arv ja isendite arvukus ei ole tugevalt seotud prooviaala vanusega. Liikide arvu ja isendite arvukust mõjutavad väga paljud parameetrid, alustades sademetest ja lõpetades taimestiku katvusega.

Kõrge lubjakivi- ja põlevkivisisaldus Narva karjääri rekultiveeritud aladel mõjutab fauna arvukust. Põlevkivi lagunemine aherainemägedel suurendas proovialade orgaanilise aine sisaldust ja aluselise reaktsiooniga aheraine määras fauna esinemise iseloomu.

Summary

The impact of forest litter on soil biota coenosis development in recultivated Narva oil shale career

For more than 90 years mining of oil shale in the oil shale career, located in Narva, Ida-Viru county, damaged various ecological systems and soil form systems of forests, farmland, spillage, ground and surface. As a result of mining, the artificial landscaping appeared, geological structure and hydrological regime changed. Mining has left significant trace mark, where in the course of time the natural environment will start to self-recover and new soil biota will develop. The experience of Estonia and other countries has shown that the fastest way for recovery of the natural environment and the ecological systems is to plant stands of trees artificially with suitable tree species. The speed of created stands of trees development is affected by soil structure, stoniness, soil nutrient content, soil humidity conditions, soil reaction, erosion hazard.

A variety of species planted for oil shale career stands of trees is limited since not many species can tolerate basic or alkaline soil reaction. Only few species such as pines, larches, silver birches, aspens and some other species can successfully adapt to nutrient-deficient soil of mine soil hills. The nature of forest not only favours binding of carbon dioxide but also creates a basis for new ecological systems formation, dropping natural fertilizers in a form of forest litter. Litter can vary in type and chemical constitution. Wetland environmental conditions create a basis for soil biota development. Under favourable environmental conditions, micro biota coenosis, springtails, oligochaetes, coleopterans, centipedes, earthworms decompose litter into muck and afterwards into humus. Firstly, forest litter is decomposed by bigger organisms and finally the process is completed by bacteria.

This final paper gives a review of the forest litter amounts in recultivated stands of trees in Narva career, the numerosity of mesofauna, macrofauna, megafauna coenosis living there, their taxonomical structure and environmental impact on fauna, litter. For the purpose of estimating amounts of litter and fauna multiplicity in Narva career the author collected 30 litter samples taken from ten sampling areas in spring (in May) and autumn (October). Sorting out of macrofauna and megafauna from litter was performed in a laboratory and definition was complete at the level of species or sexual characteristics. Extraction of springtails was done using a system of Tullgren funnels, extraction of oligochaetes was done using Graefe

wet-extraction method; general activity of micro biota coenosis was estimated on the basis of the breathing activity in soil bulk samples, the bacteria active bio mass was estimated indirectly (SIR).

The work results showed that litter samples taken in spring and autumn significantly differed in weight, which can be explained by their seasonal character. The creation of litter amount was dependent on the light demand of species, for trees – on tree species: coniferous, deciduous or mixed. It was revealed that moisture content favoured development and activity of fauna as well as speed of decomposition. Litter amount grew in breakdown of years: the earlier a stand of trees had been planted the more litter it produced, though the weight of litter in the oldest sampling areas slightly dropped. The drop might have been caused by high activity of meso-, macro- and megafauna of soil, which favoured faster decomposition of litter into muck, then humus and, finally, mineral soil.

The results demonstrated that hydrogen exponent (pH) fluctuated within a range between 5.11 (weak acid) and 7.96 (weak basic), suitable for growth of big share of cultured plants. Soil reaction directly affects biota of soil system, fungi, weeds, bacteria, earthworms; subsequently, organic substance consumption depends on fauna. In case of the bigger amount of litter, breathing of micro biota (BA) was more intensive and micro biota bio mass (SIR) - greater. The earthworms outnumbered the amount in samples from earlier recultivated sampling areas. The older sampling areas, featuring greater biota variety, the bio mass and the organic substance content grew. The most important soil characteristic for earthworms was soil humidity. Litter samples, taken in autumn, proved that a number of epifauna various species and multiplicity of bionts was closely connected with the age of sampling area. A number of species and multiplicity of bionts are impacted by numerous parameters, starting from amount of precipitations and finishing with vegetation cover density.

High content of lime-stone and oil shale on the recultivated areas of Narva shale impacted the multiplicity multiplicity of the fauna. Decomposition of oil shale on mine soil hills increased the content of organic substance on the sampling areas; mine soil substances featuring alkaline reaction predetermined the characteristics of fauna.

Tänuõnad

Käesoleva töö autor avaldab tänu oma juhendajale Mari Ivaskile ja kaasjuhendaja Annely Kuule innustuse, abivalmiduse ja mõistva suhtumise eest. Suured tänud oma ala spetsialistidele, kes aitasid ja juhendasid mulla- ja variseelustiku määramisel: professor Mari Ivask (vihmauslased ja hulkjalgsed), Annely Kuu (hooghännalised, mardikalised), Mart Meriste (ämblikulised), Jane Peda (valgeliimuklased), Sander Kutti (mikroobide biomass ja hingamine), Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži mullabioloogia laborit mulla analüüside eest ja Eesti Maaülikooli Taimebiokeemia laborit varise- ja mulla keemiliste analüüside eest. Tänan perekonda ja lähedasi, kes olid toeks töö kirjutamise perioodil.

Kasutatud kirjandus

Raamat

Aaloe, A., Bauert, H., Soesoo, A. 2006. Kukersiit – Eesti põlevkivi. MTÜ GEOGuide Baltoscandia. Tallinn. 32 lk.

Bradshaw, A. 1997. Restoration of mined lands-using natural processes. Ecology. England. 8. 255-269.

Breure, A.M. 2004. Soil Biodiversity: Measurements, Indicators, Threats and Soil Functions. RIVM, National Institute for Public Health and the Environment. Netherlands.p. 83-96.

Brown, A.L. 1978. Ecology of Soil Organisms. Heinemann Educational Book. pp. 141.

Brohon, B., Delolme, C., Gourdon, R. 2001. Complementarity of bioassays and microbial activity measurements for the evaluation of hydrocarboncontaminated soils quality. Soil Biology & Biochemistry. 33. p. 883-891.

Bucton, S.T., Ormerod, S.T. 1997. Effects of liming on the Coleoptera, Hemiptera, Araneae and Opiliones of catchment wetlands in Wales. Biological Conservation 79. P. 43 – 57.

Chinery, M. 2005. Euroopa Putukad. Eesti Entsüklopeediakirjastus AS. Tallinn. 320 lk.

Craefe, U., Doza-Farkas, K., Christensen, B. 2004. Achaeta unibulba sp. n., a widespread European species (Oligochaeta, Enchytraeidae). Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol., 54, 4. Germany. p. 271-278.

Curry, J.P. 1994. Grassland invertebrates. Ecology, influence on soil fertility and effects on plant growth. Chapman & Hall. pp.437.

Eesti Nõukogude Entsüklopeedia 3 (ENE). 1988. Kirjastus Valgus. Tallinn. 476 lk.

Haarlov, N. 1955. Vertical distribution of mites and Collembola in relation to soil structure. In Soil Zoology. London. Pp. 167-179

- Haberman, H.** 1962. Eesti Hüpikpoilased. Eesti NSV Teaduste Akadeemia, Zooloogia ja Botaanika Instituut. Tartu. 217 lk.
- Haberman, H.** 1968. Eesti jooksiklased (Coleoptera, Carabidae). Eesti NSV Teaduste Akadeemia. Zooloogia ja Botaanika Instituut. Tallinn. 598 lk.
- Hendrix, P. F.** 2000. Soil Fauna. In Handbook of Soil Science. CRC Press. London. Pp. C-45-C-65.
- Kaar, E.** 1968. Põlevkivikarjäärade metsastamisest. Metsanduslikud uurimused, 6. Tartu. 20-29.
- Kaar, E.** 2002¹. Coniferous trees on exhausted oil shale opencast mines. Forestry Studies/Metsanduslikud uurimused, 36. Tallinn. 120-125 lk.
- Kaar, E., Raid, L.** 1992. Tasandatud põlevkivikarjäärade rekultiveerimise mõningaid tulemusi. Metsanduslikud uurimused, 25. Tartu, 109-117.
- Kaar, E., Lainoja, L., Luik, L., Raid, L., Vaus, M.** 1971. Põlevkivikarjäärade rekultiveerimine. Kirjastus Valgus. Tallinn. 109 lk.
- Kattai, V., Saadre, T., Savitski, L.** 2000. Eesti Põlevkivi: geoloogia, ressurss, kaevandamistingimused. Akadeemia Trükk. Tallinn. 225 lk.
- Laas, E., Uri, V., Valgepea, M.** 2012. Metsamajanduse alused. Tartu Ülikooli Kirjastus. Tartu. 863 lk.
- Lee, K.E.** 1991. The diversity of soil organisms. The biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture. Hawksworth D.L. (Ed.), CAB International, Wallingford, pp. 73-86.
- Lüüde, A.** 2000. Kaevandatud alade rekultiveerimine põlevkivi avakaevandamisel. Reinsalu, E. (toim.). Põlevkivi talutav kaevandamine. Konverentsi ettekannete teesid ja artiklid (Jõhvi). Tallinna Tehnikaülikool. Tallinn. 19-21.
- Marc, P., Canard, A., Ysnel, F.** 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. Agriculture. Ecosystems and Environment 74. P. 229 – 273.

Marinissen, J.C.Y., Van den Bosch, F. 1992. Colonization of new habitats by earthworms. *Oecologia*. Vol. 91. P. 371–376.

Melillo, J. M., Aber, J. D., Muratore, J. F. 1982. Nitrogen and Lignin Control of hardwood leaf litterdecomposition Dynamics. *Ecology* 63, 621-626

Masing, V. 1992. *Ökoloogia leksikon*. Eesti Entsoklüpeediakirjastus. Tallinn. 320 lk.

Merivee, E., Remm, H. 1973. *Mardikate Määraja*. Kirjastus Valgus. Tallinn. 307 lk.

Neher, D.A. et al. 1999. Diversity and Function of soil mesofauna. *Biodiversity in Agroecosystems*. CRC Press. p. 27-42.

Наука, М. 1988. *Определитель коллембол фауны СССР*. Москва. 214 с.

Paе, А. 1996. Metsade taastamisest põlevkivikarjäärides ja taimkatte kujunemisest. Kukk, T. (toim.). *Eesti loodusuurijate päev – Kirde – Eesti loodus*. Teaduste Akadeemia Kirjastus. Tartu, Tallinn. 65-68 lk.

Raid, L. 1972. Niiskustingimustest tasandatud põlevkivikarjääride pealmistes pinnasekihtides. *Metsanduslikud uurimused*, 9. Tallinn. 159-171 lk.

Remm, H. 1967. *Putukate Välimääraja II Mardikalised*. Tartu Riiklik Ülikool. Zoologia kateeder. Tartu. 206 lk.

Reinsalu, E. 2010. Põlevkivi ja selle kasutamine. Rmt: Kaar, E., Kiviste, K. (toim). *Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis*. Kirjastus "Ecoprint". Tartu. 444 lk.

Reintam, L., Kaar, E. 2001. Comparison of spontaneous and planned afforestation of sandy-textured quarry detritus of open-cast oil-shale mining. Mander, Ü., Printsman, A., Palang, H. (eds.). *Development of European Landscape*. IALE European Conf. Proc., 2. Publ. Inst. Geogr. University Tartuensis. 92. Tartu. 480-485.

Rothwell, A., Chaney, K., Haydock, P. Assessing the Role of Earthworms in Biocontrol of Soil-Borne Plant Fungal Diseases. In: *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall. London. 169 pp.

Vaus, M. 1970. Eesti põlevkivikarjäärade pinnaste metsakasvatustlikud omadused. Kirjastus Valgus. Tallinn. 92 lk.

Vuorisalo, T. 1995. Keskkonnakaitse ökoloogilised alused. Eesti Loodusfoto. Tallinn. 120 lk.

Vilbaste, J. 1953. Eesti NSV tuhatjalgsete (Diplopoda) määraja. – Abiks loodusevaatlejale nr.12. Tartu, 49 lk.

Vilbaste, A. 1969. Eesti ämblikud I. Krabiämbliklased (Xysticidae), jooksikämbliklased (*Philodromidae*) ja hüpikämbliklased (*Salticidae*). Kirjastus Valgus. Tallinn.

Waldbauer, G. 2003. What good are bugs? Harvard University Press. London. 388 lk.

Artikkel raamatust

Bengtsson, G., Ryden, T., Sjögren Öhrn, M., Wiktorsson, M. 2002. Statistical analysis of the influence conspecifics on the dispersal of a soil Collembola. *Theoretical Population Biology*. 61, 97-113.

Elberg, K. 1995². Eesti Loomastik. Liikide arv rühmades. – Rmt.: Raukas, A. (koost.) Eesti. Loodus. Tallinn. lk. 442-443.

Edwards, C.A., Bohlen, P.J. 1996. The influence of environmental factors on earthworms. In: *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall. London. 426 pp.

Eijsackers, H. 2010. Earthworms as colonisers: Primary colonisation of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. *Science of the Total Environment*. Vol.408. P.1759–1769.

Eijsackers, H., Bruggeman, J., Harmsen J., Kort, Th., De Schakel, A. 2009. Colonization of PAH contaminated dredged sediment by earthworms. *Applied Soil Ecology*. Vol.43. P.216–25.

Kaar, E. 1971. Tasandatud puistangute looduslik taimestumine. Kaar, E., Lainoja, L., Luik, H., Raid, L., Vaus, M. Põlevkivikarjäärade rekultiveerimine. Kirjastus Valgus. Tallinn. 71-76 lk.

Kaar, E. 1998. Rekultiveerimine Eestis. Meikar, T. (toim.). Metsanduse ajaloo Eestis. Teaduse ajaloo lehekülgi Eestist, 12. Teaduse Akadeemia Kirjastus. Tallinn. 175-191 lk.

Kanal, A. 2004. Hooghännalised (*Collembola*) võimalike agroökoloogiliste bioindikaatoritena Lõuna-Eesti mõnedes põllumuldades. Rmt: Reintam, L. (toim). Muld ökosüsteemis, seire ja kaitse. Teaduste Akadeemia Kirjastus. Tartu-Tallinn. 207 lk.

Kiviste, K., Kaar, E. 2010. Kokkuvõte. Rmt: Kaar, E., Kiviste, K. (toim). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Kirjastus "Ecoprint". Tartu. 444 lk.

Reinsalu, E. 2008. Sissejuhatus. Rmt: Suuroja, K. (toim). 90 aastat põlevkivi kaevandamist Eestis: tehnoloogia ja inimesed. GeoTrail KS. Tallinn. 761 lk.

Sepp, K., Metsaots, K., Roose, A. 2010. Kaevandamisega muudetud maastike väärtustamine ja kujundamine. Rmt: Kaar, E., Kiviste, K. (toim). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Kirjastus "Ecoprint". Tartu. 444 lk.

Sokman, K. 2010. Maavarade kaevandamise mõju maakasutusele. Rmt: Kaar, E., Kiviste, K. (toim). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Kirjastus "Ecoprint". Tartu. 444 lk.

Tomberg, E. 2010. Põhja-Eesti paevarud ja nende kasutamine. Rmt: Kaar, E., Kiviste, K. (toim). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Kirjastus "Ecoprint". Tartu. 444 lk.

Viil, A. 2010. Katendi eemaldamine ja tehniline rekultiveerimine põlevkivikarjäärides. Rmt: Kaar, E., Kiviste, K. (toim). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Kirjastus "Ecoprint". Tartu. 444 lk.

Artikkel perioodilisest väljaandest

Bramble, W. C. 1952. Reforestation of Strip-mined bituminous coal landin Pennsylvania. Journal of Forestry, 50.

Boyer, S., Wratten, S.D. 2010. The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining – a review. Basic and Applied Ecology. Vol.11. P.196-203.

- Burel, F., Baurdy, J.** 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: A case study in the Pays d'Auge. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55. Elsevier Science Publishers B.V. p.193-200.
- Crossley, D.A., Mueller, B.R., Perdue, J.C.** 1992. Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relation to processes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40. Elsevier Science Publishers B.V. p.37-46.
- Dunger, W.** 1989. The return of soil fauna to coal mine areas in the German Democratic Republic. *Animals in primary succession: The role of fauna in reclaimed land.* Cambridge University Press. Cambridge. P. 307–337.
- Courtney, R., O'Neill, N., Harrington, T., Breen, J.** 2010. Macro-arthropod succession in grassland growing on bauxite residue. *Ecological Engineering.* Vol.36. P.1666–1671.
- Dunger, W., Voigtländer, K.** 2005. Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites. *Geoderma* 129. Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz, Germany. p. 32-44.
- Fründ, H.C., Graefe, U., Tischer, S.** 2011. earthworms as Bioindicators of Soil Quality. *Biology of earthworms. Soil Biology* 24. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. p. 261-278.
- Graefe, U.** 1997. Von der Spezies zum Ökosystem: der Bewertungsschritt bei der bodenbiologischen Diagnose. *Abh. Ber. Naturkundemuseums Görlitz* 69, 2, S.45-53
- Haimi, J.** 2000. Decomposer animals and bioremediation of soils. *Environmental Pollution.*107. P. 233-238.
- Hodge, M.A.** 1999. The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *The Journal of Arachnology* 27. P. 351 – 362.
- Holland, J.M., Reynolds, C.J.M.** 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47. p.1-11.
- Elberg, K.** 1995¹. Maismaaselgrootud. *Eesti Loodus.* Tallinn. 452-461 lk.

Jõesaar, A.M. 2002. Kuni sõda kõik purustas... Vaivara ja Alutaguse valla majandus ja omavalitsused 1944. aastani. Ida-Virumaa.

Kalda, K., Ivask, M., Kuu, A., Peda, J., Kutti, S. 2013. Earthworms in waste heaps of oil-shale industry. In: Vermicomposting and Vermiculture as basis of ecological landownership in XXI century – problems, outlooks, achievements. Minsk. P.153-158

Kaar, E. 2002. Põlevkivikarjääride rekultiveerimine. Keskkonnatehnika 2. 9-12 lk.

Kilham, K. 1994. Soil Ecology. Cambridge University Press. United Kingdom. pp. 242.

Pelisaar, A. 2004. Kaevandamisseadusest. Eesti Põlevloodusvarad ja -jätmed.

Pearce, J.L., Venier, L.A. 2006. The use of ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) and spiders (*Araneae*) as bioindicators of sustainable forest management: A review. Ecological Indicators 6. Canada. p. 780–793.

Raukas, A. 2013. Paljukiidetud ja -laidetud põlevkivi. Eesti Põlevloodusvarad ja -jätmed.

Reuschenbach, P., Pagga, U., Strotmann, U. 2003. A critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. Water Research. 37. p. 1571-1582.

Rusek, J. 1998. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. Biodiversity and Conservation 7. 1207-1219.

Schubert, R. 1985. Bioindikation in terrestrischen ökosystemen. Jena. 327 pp.

Sepp, M., Pensa, M. 2007. Mis saab maast pärast kaevandust. Küttejõu karjääri lugu – Eesti Loodus 58 (9). 510–513.

Stürzenbaum, S. R., Höckner, M., Panneerselvam, A., Levitt, J., Bouillard, J-S., Taniguchi, S., Dailey, L-A., Khanbeigi, R. A., Rosca, E. V., Thanou, M., Suhling, K., Zayats, A. V., Green, M. 2012. Biosynthesis of luminescent quantum dots in an earthworm. Nature Nanotechnology 8. P. 57–60.

Sunderland, K. 1999. Mechanisms underlying the effects of Spiders on pest populations. The Journal of Arachnology 27. P. 308 – 316.

Sepp, M., Pensa, M. 2009. Põlevkivisaaga Narva karjääri maadel. Eesti Loodus 6.

Siitam, P., Raukas, A. 2013. Põlevkivienergeetika tulevikust. Eesti Põlevloodusvarad ja -jätmed.

Sabais, A.C.W., Scheu, S., Eisenhauer, N. 2011. Plant species richness drives the density and diversity of *Collembola* in temperate grassland. Acta Oecologica 37. Germany. p. 195-202.

Tõrra, T. 2005. Samblikud õhusaaste indikaatoritena. Eesti Loodus nr. 9.

Versteegh, E.A.A., Black, S., Canti, M.G., Hodson, M.E. 2013. Earthworm-produced calcite granules: A new terrestrial palaeothermometer? Geochimica et Cosmochimica Acta. Vol. 123. P. 351–357.

Vihalem, M. 1990. Geotsiid! – Eesti Loodus 41 (12). 338–344.

Öhlinger, R., Schinner, F., Kandeler, E., Margesin, R. 1996. Soil Respiration: Methods in soil biology. Springer-Verlag, Berlin. p. 94-97.

Williamson, J. 1960. Afforestation of industrial waste. Nature. Oct. 1.

Elektroonilised teabeallikad

Eesti Entsüklopeedia (EE). 2006. Mardikalised.
<http://entsyklopeedia.ee/artikkel/mardikalised1>. (07.05.2014).

Eesti Entsüklopeedia (EE). 2006¹. Ämblikulised.
<http://entsyklopeedia.ee/artikkel/%C3%A4mblikulised1>. (07.05.2014).

Eesti Entsüklopeedia (EE). 2006². Hulkjalgsed.
<http://entsyklopeedia.ee/artikkel/hulkjalgsed2>. (07.05.2014).

Eesti Entsüklopeedia (EE). 2009. Mulla aeratsioon.
http://entsyklopeedia.ee/artikkel/mulla_aeratsioon. (15.05.2014).

Eesti Entsüklopeedia (EE). 2011. Bioindikaator.
<http://entsyklopeedia.ee/artikkel/bioindikaator>. (07.05.2014).

Eesti riiklik keskkonnaseire programm. 2012. Meteoroloogiline seire.

http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2780&Itemid=5745. (07.05.2014).

Ivask, M. 2011. Mullaelustikust.

http://www.sordiaretus.ee/files/Nouanded/2011_06_14_MULLAELUSTIKUST%20Mari%20Ivask.pdf. (07.05.2014).

Keskkonnaministeerium. Maapõu. <http://www.envir.ee/2653>. (20.05.2014).

Kerge R. 2001. Kuu loom – vihmauss.

http://www.loodusajakiri.ee/eesti_loodus/EL/vanaweb/0008/vihmauss.html. (15.04.2014).

Kuu, A. 2012. Põllumajanduse bioloogiline mitmekesisus ja seda mõjutavad tegurid.

<http://www.sordiaretus.ee/failid/387.pdf>. (07.05.2014).

Laansoo, U., Savisaar, S., Reier, Ü. 2014. Eestikeelsete taimenimede andmebaas.

<http://www.ut.ee/taimenimed/>. (07.05.2014).

Lekk, U. 2008. Bioindikatsioon.

<http://www.google.ee/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=5&ved=0CEoQFjAE&url=http%3A%2F%2Fwww.ebu.ee%2Fesitlus%2FBIOindikatsioon.ppt&ei=KEx-U4CsCOSC4gT9kIDoAw&usq=AFQjCNGSIGccBX8LQTc9RNIDWJZfSeouAA&sig2=hjn mShRPkNYPoaJDw5tRBQ&bvm=bv.67720277,d.bGE>. (07.05.2014).

Lorents, A. 2013. Bioindikatsioon.

<http://www.hariduskeskus.ee/opiobjektid/loodusained/?%D6KOLOOGIA:KESKKONNAPROBLEEMID:Bioindikatsioon>. (07.05.2014).

Maa-amet: Geoportaal. 2006.

http://xgis.maaamet.ee/xGIS/XGis?app_id=UU82&user_id=at&bbox=711739.887341907,6570293.60187055,724900.988415346,6577530.71527261&setlegend=UUKAT1_82=0,SHYBR_ALUS01=0,SHYBR_ALUS02=1&LANG=1. (25.02.2014).

Muraste Looduskool. 2007. Ussid.

http://www.studioviridis.ee/muraste/veeb/index.php?option=com_content&task=view&id=65. (07.05.2014).

- Mäeinstituudi teemaleht.** 2008. Põlevkivi kaevandamine ja kasutamine.
<http://polevkivi.blogspot.com/2008/11/plevkivi.html>. (15.02.2014).
- Mäeinstituudi teemaleht.** 2012. Narva põlevkivikarjäär.
<http://karjaarid.blogspot.com/2012/12/kopp-nool-maas-narva-karjaar.html>. (07.05.2014).
- Põhjarannik.** 2007. Eesti Põlevkivi istutab täna metsa.
<http://www.pohjarannik.ee/modules.php?name=News&file=article&sid=5249>. (10.03.2014).
- Plakk T.** 2013. Muld, vesi ja elekter.
http://www.eria.ee/www/wpcontent/uploads/2013/01/Muld_vesi_ja_elekter.pdf. (15.03.2014).
- Reintam, L.** 2006. Märksõnu mullateadusest ja ökoloogiast.
<http://www.botany.ut.ee/mullaveeb/sisu/yldine.html>. (15.05.2014)
- Riigikogu.** 2012. Eesti Energia otsustest Ida-Virumaal.
http://www.google.ee/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=8&ved=0CG0QFjAH&url=http%3A%2F%2Fwww.riigikogu.ee%2F%3Fop%3Demsplain%26page%3Dpub_file%26file_id%3D46e48791-cca5-463a-97c7-bd44208235be%26&ei=ldBkU7KLDIWX7Qb-soGoDg&usg=AFQjCNFG7pZYTstToALAcrr7973kZ9ettIA&sig2=hTeD26iPjcMBCrTorSRuaw&bvm=bv.65788261,d.ZGU. (23.02.2014)
- Tamm, A.** Koduümbruse loomadega tutvumine.
<http://www.ut.ee/BGZM/videoloomad/videoloomad.htm>. (07.05.2014)
- Timm, T., Ivask, M.** 2006. Kus ja kellele on vihmaussid ohtlikud?
http://www.eestiloodus.ee/artikkel1689_1681.html. (07.05.2014)
- Õnnis A.** 2008. Põlevkivi. <http://maeopik.blogspot.com/2008/11/plevkivi.html>. (15.02.2014).
- WormWatch¹.** Answers. <https://www.naturewatch.ca/english/wormwatch/answers.html>. (07.05.2014).
- WormWatch².** Worm Facts. <https://www.naturewatch.ca/english/wormwatch/facts.html>. (07.05.2014).
- WormWatch³.** Ecology - Reproduction
<https://www.naturewatch.ca/english/wormwatch/about/ecology.html>. (07.05.2014).
- Wetlands.** 1986. Mineralization. <http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/cwetlands.cfm>. (15.05.2014).

Kasutatud käsikirjad

Ivask, M. 2010. Vihmaussid ja mullaelustik mullatervise kujundamisel. Mahepõllumajandus ja teadus. Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledž. 31 lk.

Ivask, M., Truu, J., Truu, M. 2000. Maakasutuse mõju mullaelustikule. Eesti Põllumajandusülikooli Keskkonnakaitse Instituut. Kogumik: Frey, T. (toim.): Kaasaegse ökoloogia probleemid VIII: Looduslikud ülevaated Eesti Maa Päeval. Tartu. 49-55 lk.

Ivask, M., Kuu, A. 2013. Muldade bioloogiline mitmekesisus otsekülviga põldudel: Vihmausside (Lumbricidae) ja hooghännaliste (Collembola) arvukus ja liigiline koosseis mullas. Tartu. 24 lk.

Ivask, M., Koorberg, P., Kuu, A., Truu, J. 2006. Vihmaussikoosluste parameetrite kasutamine indikaatoritena põllumajandusliku keskkonnatoetuse hindamisel. Kaasaegse ökoloogia probleemid: loodushoiu majandushoovad: Eesti X Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid. Kirjastus Teadusühing IM SAARE. Tartu. 51-56 lk.

Ivask, M., Kuu, A., Purgas, M. 2004. Mulla ja mullaelustiku 2004. A inventoorium. LIFE-Nature 2004 projekt: "Natura 2000 biotoopide kaitse Räpina poldril". Tartu.

Kuu, A. 2001. Mullaelustiku koosluste ajaline ja liigiline struktuur ja mitmekesisus tava- ja ökoloogilise maaviljelusega taludes. Lõputöö maastikukaitse ja -hoolduse erialal. Eesti Põllumajandusülikool.

Kuu, A., Ivask, M., Köster, T. 2010. Põllumuldade hooghännaliste (*Collembola*) arvukus ja liigiline koosseis. XI Eesti Ökoloogiakonverents. Tartu.

Kaar, E., Raid, L. 1996. Eesti põlevkivikarjääride metsanduslik rekultiveerimine, rekultiveeritud aladele rajatud puistute hooldamine ja majandamine. Käsikiri. Granti nr. 366 lõpparuanne. Tartu. 68 lk.

Kiviste, A. 2001. Maidla valla Aidu põlevkivikarjääri rajatud metsakultuuride kasvukäigu modelleerimine püsiproovitükkide kordusmõõdistamise tulemuste baasil. Uurimuse aruanne. Tartu. 47 lk.

Meriste, M. 2004. Eesti põldude ämblikud, põllu serva mõju nende arvukusele ja liigilisele koosseisule. Magistritöö. Tartu Ülikool. 48 lk.

Peda, J. 2011. Bioplastist kilekottide lagunemine erineva keskkonnarežiimiga vermikompostrites. TTÜ Tartu Kolledž. Tartu. 47 lk.

Platen, H., Witz, A. 1999. Application of analysis no 1: Measurement of the respiration activity of soils using the OxiTop® Control measuring system. Basic principles and process characteristic quantities. Wissenschaftlich – Technische Werkstätten GmbH & Co. Germany (1st edition).

Saarep, A. 1982. Võõrpuuliikide kasvatamise tulemustest Sirgala metskonnas. Diplomitöö. Käsikiri EPMÜ metsandusteaduskonnas. 123 lk.

Tammaru, T. 2001. Evolutsiooniline ökoloogia. Loeng 11: Ökoloogiline nišh ja putuka toiduspetsialisatsioon sealhulgas. 8 lk.

Tarang, T. 2001. Segaviljeluse mõju aedmaasika lülijalgsete faunale ja maasika saagile: väitekirj loodusteaduse magistrikraadi taotlemiseks entomoloogia erialal. Magistritöö: Eesti Põllumajandusülikool, juhendaja Anne Luik. 77 lk.

Tarang, T., Luik, A. 2000. Segaviljeluses oleva maasikapõllu jooksiklaste faunast. Eesti Põllumajandusülikool. Teadustööde kogumik nr 208. Tartu. 175- 179 lk.

Kasutatud normatiivaktid

ISO standard 11267. 1999. Soil quality – Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants.

Kaevandamiseadus. Riigikogu seadus, 29.01.2004. RT I, 2003, 20, 118.

Maapõueseadus. Riigikogu seadus, 23.11.2003. RT I, 2004, 84, 572.

Suulised andmed

Kutti, S. 2014. Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledži laboratooriumi juhataja. Suulised andmed. 27.05.2014.

LISAD

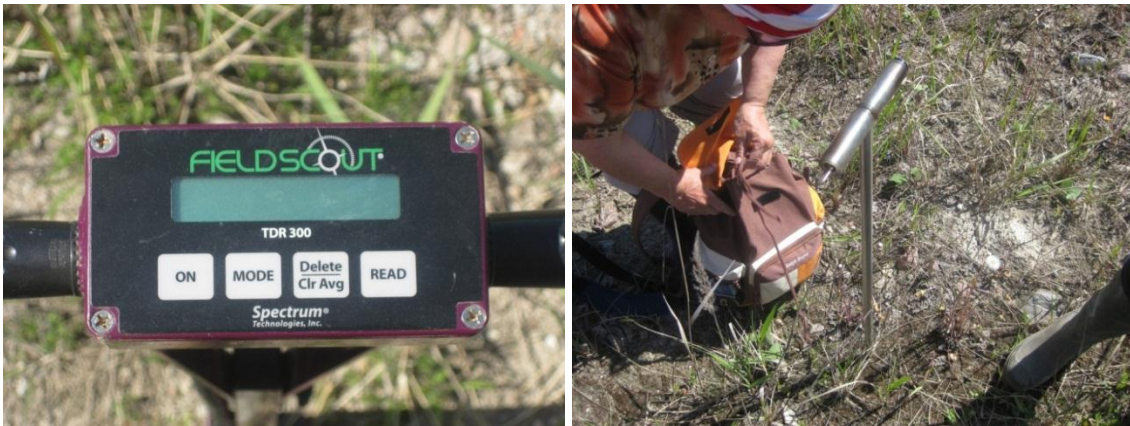
Narva põlevkivikarjääri aherainemägede asukoha joonis ja varise proovid



Joonis 1. Narva Põlevkivikarjääri aherainemägedes asuvad proovialad, Ida-Virumaal (Maa-amet, 2014)



Joonis 2. Narva põlevkivikarjääri rekultiveeritud aherainemägi, metsastatud 2006. aastal ja variseproovi võtmine raamiga (25X25 cm) (Karen Siltsi isiklik pildikogu, 2012)



Joonis 3. Mulla niiskuse mõõteriist – TDR 300 Field Scout ja mullapuur (Karen Siltsi isiklik pildikogu, 2012)



Joonis 4. Varisest makro-, megafauna välja selekteerimine ja mesofauna ekstraheerimine Tullgreni lehrtrite süsteemis ja (Karen Siltsi isiklik pildikogu, 2012)



Joonis 5. Fauna määramine mikroskoobiga ning pintsettide ja entomoloogilisenõelaga kogutud organismid fikseeriti etanoolis (Karen Siltsi isiklik pildikogu, 2012)

Fauna lühendid

Vihmausside lühendid

Eesti keeles	Ladina keeles	Lühend
Peen kõduuss	<i>Dendrodrilus rubidus</i>	Den_rub
Kaheksakant-kõduuss	<i>Dendrobaena octaedra</i>	Den_oct
Punane vihmauss	<i>Lumbricus rubellus</i>	Lum_rub
Tume vihmauss	<i>Lumbricus castaneus</i>	Lum_cas
Roosa mullauss	<i>Aporrectodea rosea</i>	Apo_ros

Mardikaliste lühendid

Eesti keeles	Ladina keeles	Lühend
Harilik jässaklane	<i>Byrrhus pilula</i>	Byr_pil
Harilik männikärsakas	<i>Hylobius abietis</i>	Hyl_abi
Kollajalg-nirp	<i>Apion flavipes Payk.</i>	Api_fla
Niidumardikas	<i>Dascillus cervinus</i>	Das_cer
Poilased	<i>Chrysomelidae</i>	Chr_sp
Kärsaklased	<i>Curculionidae</i>	Cur_sp
Lühitiiblane	<i>Ocypus olens</i>	Ocy_ole
Seitsetäpp-lepatriinu	<i>Coccinella septempunctata</i>	Coc_sep
Mardikaliste vastsed	<i>Larvae</i>	Larvae
Mügrijooksik	<i>Broscus cephalotes</i>	Bro_cep
Lai-ehmesjooksik	<i>Harpalus latus</i>	Har_lat

Hulkjalgsete lühendid

Ladina keeles	Lühend
<i>Lithobius microps</i>	Lit_mic
<i>Lithobius erythrocephalus</i>	Lit_ery
<i>Lithobius curtipes</i>	Lit_cur
<i>Geophilus truncorum</i>	Geo_tru
<i>Geophilus proximus</i>	Geo_pro
<i>Lithobius sp (noored)</i>	Lit_sp
<i>Geophilus tenebrosus</i>	Geo_ten

Valgeliimuklaste lühendid

Ladina keeles	Lühend
<i>Henlea ventriculosa</i>	Hen_ven
<i>Cognettia sp.</i>	Cog_sp
<i>Lumbricillus lineatus</i>	Lum_lin
<i>Fridericia reducata</i>	Fri_red

Ämblikuliste lühendid

Ladina keeles	Lühend
<i>Araneidae</i>	Ara_sp
<i>Clubionidae</i>	Clu_sp
<i>Dictynidae</i>	Dic_sp
<i>Dictyna uncinata</i>	Dic_unc
<i>Gnaphosidae</i>	Gna_sp
<i>Hahniidae</i>	Hah_sp
<i>Hahnia nava</i>	Hah_nav
<i>Linyphiidae</i>	Lin_sp
<i>Erigone dentipalpis</i>	Eri_den
<i>Palliduphantes insignis</i>	Pal_ins
<i>Porrhomma oblitum</i>	Por_obl
<i>Tapinocyba pallens</i>	Tap_pal
<i>Tenuiphantes cristatus</i>	Ten_cri
<i>Troxochrus scabriculus</i>	Tro_sca
<i>Lycosidae</i>	Lyc_sp
<i>Pisauridae</i>	Pis_sp
<i>Philodromidae</i>	Phi_sp
<i>Salticidae</i>	Sal_sp
<i>Evarcha arcuata</i>	Eva_arc
<i>Evarcha falcata</i>	Eva_fal
<i>Synageles venator</i>	Syn_ven
<i>Robertus lividus</i>	Rob_liv

Hooghännaliste lühendid

Ladina keeles	Lühend
<i>Parisotoma notabilis</i>	Par_not
<i>Desoria violacea</i>	Des_vio
<i>Desoria tigrina</i>	Des_tig
<i>Folsomia parvulus</i>	Fol_par
<i>Folsomia candida</i>	Fol_can
<i>Metaphorura affinis</i>	Met_aff
<i>Protaphorura armatus</i>	Pro_arm
<i>Stenaphorurella denisi</i>	Ste_den
<i>Neanura muscorum</i>	Nea_mus
<i>Hypogastura manubrialis</i>	Hyp_man
<i>Heteromurus nitidus</i>	Het_nit
<i>Entomobrya nicolet</i>	Ent_nic
<i>Neelus mininus</i>	Nee_min
<i>Sminthurinus aureus</i>	Smi_aur
<i>Dicyrtomina minuta</i>	Dic_min

Teiste putukate lühendid

Eesti keeles	Ladina keeles	Lühend
Limused	<i>Mollusca</i>	Mol_sp
Koilased	<i>Tineidae</i>	Tin_sp
Sääselised	<i>Nematocera</i>	Nem_sp
Kiletiivalised	<i>Hymenoptera</i>	Hym_sp
Lestised	<i>Acarina</i>	Aca_sp
Harkhännalised	<i>Diplura</i>	Dip_sp
Kärbselised	<i>Brachycera</i>	Bra_sp
Kärbse vastne		Kärbse vastne
Kilplutikalised	<i>Pentatomidae</i>	Pen_sp
Rohulutiklased	<i>Miridae</i>	Mir_sp

Tabel 1. Shannon – Wieneri mitmekesisuse indeksid kevadel (24.05.2012) ja sügisel (23.10.2012)

Selts	Vihmaussid	Epifauna		Hulkjalgsed		Ämblikulised		Valgeliimuklased	Hooghännalised
		Kevad	Sügis	Kevad	Sügis	Kevad	Sügis		
Proovide		Kevad	Sügis	Kevad	Sügis	Kevad	Sügis		
Proovialad									
Narva 1	-	0,000	0,901	-	0,540	-	1,874	0,816	0,302
Narva 2	-	-	1,093	-	-	-	1,449	0,875	0,761
Narva 3	-	-	0,949	-	-	-	0,611	0,190	0,059
Narva 4	0,000	-	0,567	-	-	-	1,025	0,382	0,110
Narva 5	-	-	0,736	-	-	-	2,118	0,542	0,302
Narva 6	0,540	-	0,562	-	-	-	1,746	0,000	0,057
Narva 7	0,540	0,000	1,042	0,693	1,212	0,000	1,252	-	0,108
Narva 8	0,921	-	0,612	-	0,540	0,000	-	-	0,150
Narva 9	-	0,693	0,575	-	0,693	-	1,010	0,000	0,934
Narva 10	0,990	0,693	0,404	1,099	0,693	0,918	0,677	0,000	0,059