



Atskaite par pētījuma
**Metodes un tehnoloģijas meža kapitālvērtības
palielināšanai (L-KC-11-0004)**

virziena
**Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi un bioloģisko
daudzveidību izpēte
otrā etapa darba uzdevumu izpildi
(01.01.2012.-31.12.2012.)**

Pētījums veikts sadarbībā ar Latvijas Valsts mežzinātnes institūtu
„Silava”
un AS „Latvijas valsts meži”



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ

Virziena vadītāja _____ Zane Lībiete-Zālīte

2012. gada decembrī

Kopsavilkums

Pētījuma virziena “Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi un bioloģisko daudzveidību izpēte” otrajā etapā darbi tika īstenoti trijās aktivitātēs: aizsargjoslu efektivitātes novērtējums un vielu aprīte, erozijas risku izvērtējums un meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējums ūdens kvalitātes kontekstā.

Aizsargjoslu efektivitātes un vielu aprītes pētījumu aktivitātes ietvaros tika līdz galam aprīkoti trīs pētījuma objekti zinātniskajos mežos Kalsnavas meža novadā, papildus 2011.gada rudenī augsnē ieraktajiem lizimetriem 2012.gada pavasarī uzstādot nokrišņu savācējus un nobiru uztvērējus. Šajos objektos no aprīļa līdz oktobrim (ieskaitot) tika ņemti ūdens paraugi no lizimetriem, gruntsūdens akām, nokrišņu savācējiem, straute un upes, kā arī nobiru paraugi. Iegūtie analīžu rezultāti tiks izmantoti kā atsauces vērtības, turpmākajos gados vērtējot izmaiņas pēc saimnieciskās darbības (kailcirtes), ko veiks 2013.gada sākumā. Objektos veikta arī veģetācijas uzskaitē, ko atkārtos 2014.gadā ar mērķi konstatēt atšķirības.

Erozijas risku novērtēšanas aktivitātē tika izstrādāta metodika risku izvērtēšanai kvalitatīvās vienībās. Metodika pārbaudīta dabā divās kontroles teritorijās.

Meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējuma aktivitātē tika ierīkoti 7 pētījumu objekti renovētās meliorācijas sistēmās. Grāvjos, kuros pirms ietecēšanas upē ierīkoti sedimentācijas baseini, 2012.gada vasarā tika veikti ūdens profila un straumes ātruma mērījumi un ņemti ūdens paraugi ķīmiskajām analīzēm ar mērķi noskaidrot, vai sedimentācijas baseiniem ir pozitīva loma biogēno elementu un suspendēto daļiņu izneses samazināšanā pēc grāvju renovācijas.

Papildus atskaitē iekļauts arī literatūras apskats par celmu izstrādes potenciālo ietekmi uz vidi un bioloģisko daudzveidību.

Atskaite sagatavota uz 107 lpp., ar 23 tabulām, 49 attēliem un 13 pielikumiem.

Satura rādītājs

Kopsavilkums	2
Otrā etapa darba uzdevumi	5
1. Aizsargjoslu ap dabiskajām ūdenstecēm efekta novērtējums un vielu aprites izpēte (Z. Lībiete-Zālīte)	7
1.1. Ievads	7
1.2. Pētījuma objektu raksturojums	8
1.3. Mērījumu un analīžu veikšanas metodika	10
1.3.1. Ūdens	10
1.3.2. Augsne	11
1.3.3. Zemsedzes augi un sūnas	12
1.4. Rezultāti	14
1.4.1. Ūdens	14
1.4.1.1. Augsnes ūdens	14
1.4.1.2. Nokrišņu ūdens	16
1.4.1.3. Gruntsūdens, upes ūdens, avota ūdens, pazemes spiedes ūdens	19
1.4.2. Nobiras	21
1.4.2.1. Meža nobiru daudzums	21
1.4.2.2. Meža nobiru ķīmiskais sastāvs	23
1.4.3. Augsne	25
1.4.4. Zemsedzes augi un sūnas	27
Literatūra	31
2. Meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējums ūdens kvalitātes kontekstā (T.Zālītis)	34
2.1. Ievads	34
2.2. Pētījuma objekti	36
2.2.1. Pētījuma objektu izvēle un dizains	36
2.2.2. Pētījuma objektu raksturojums	36
2.3. Mērījumu un analīžu veikšanas metodika	41
2.3.1. Ūdens notece	41
2.3.2. Ūdens ķīmiskais sastāvs	41
2.4. Rezultāti	42
Secinājumi un ieteikumi	49
Literatūra	49
Pieredzes apmaiņas brauciens uz Somiju	50
3. Eroziņas risku izvērtējums (J.Donis, J.Zariņš)	58
3.1. Ievads	58
3.1.1. Uzdevumi	58
3.1.2. Izpilde	58
3.2. Materiāls un metodika	58
3.2.1. Pamatprincipi	58
3.2.2. Vēja eroziņas draudu novērtējuma metodika	59
3.2.3. Ūdens radītās augšnes eroziņas riska noteikšanas metodikas izstrāde	60
3.2.4. Lauku darbi eroziņas draudu novērtēšanas metodikas precizēšanai	61
3.2.5. Lauku darbi augšnes mehāniskā sastāva novērtējumam	61
3.2.6. Izejas dati	62
3.2.7. Modeļteritoriju izvēle	62
4.2.7.1. Modeļteritorija Nr.2. Usmas – Mordangas masīvs	63
4.2.7.2. Modeļteritorija Nr.5. Amatas masīvs	64

3.3. Rezultāti un diskusija	64
3.3.1. Virsmas datu analīze	64
3.3.2. Kopējās riska pakāpes noteikšana	66
3.3.3. 2011.gada cirsmu teritoriju novērtējums un apsekošana	66
3.3.4. Dažādu virsmas datu izmantošanas salīdzinājums	68
3.3.5. Augsnes paraugu salīdzināšana ar meža tipu teorētisko sastāvu.....	69
Secinājumi.....	70
Literatūra	70
4. Celmu izstrādes ietekme uz vidi – literatūras apskats (Z. Lībiete-Zālīte)	71
4.1. Ietekme uz augšanas gaitu.....	71
4.2. Ietekme uz parasti sastopamo veģetāciju	72
4.3. Ietekme uz bioloģisko daudzveidību.....	72
4.4. Ietekme uz oglekļa apriti.....	74
4.5. Ietekme uz augsni un ūdeni	75
4.6. Pasākumi negatīvās ietekmes uz vidi samazināšanai	76
Secinājumi.....	78
Literatūra	78
5. Forestry and Water Network sanāksme Latvijā	83
Pielikumi	84
1.pielikums.....	85
2.pielikums.....	86
3.pielikums.....	87
4.pielikums.....	88
5.pielikums.....	90
6.pielikums.....	92
7.pielikums.....	94
8.pielikums.....	96
9.pielikums.....	98
10.pielikums.....	100
11.pielikums.....	102
12.Pielikums.....	104
13. Pielikums	106

Otrā etapa darba uzdevumi

Pētījuma „Metodes un tehnoloģijas meža kapitālvērtības palielināšanai” virzienā „Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi un bioloģisko daudzveidību izpēte” 2.etapā (2012.gada 1.janvāris līdz 2012.gada 31.decembris) tika saskaņoti sekojoši darba uzdevumi.

Aizsargjoslu efektivitātes novērtējums un vielu aprites pētījumi

1. 2011.gadā ierīkotos trīs pētījumu objektus aprīkot ar nokrišņu savācējiem un nobiru uztvērējiem.

Pētījuma objekti pilnībā aprīkoti.

2. no 2012. gada aprīļa/maija līdz 2012. gada oktobrim objektos uzsākt regulāru augsnes ūdens paraugu ievākšanu no lizimetriem (36 katrā pētījumu objektā), nokrišņu uztvērējiem (6 katrā pētījumu objektā), gruntsūdens paraugu ievākšanu no gruntsūdens akām (divos pētījumu objektos pa 6 akām, vienā 5) un ūdens paraugu ievākšanu no divu objektu lejasdaļā esošā strauta un grāvja divas reizes mēnesī, to apkopošanu un analīzi.

Ūdens paraugi ievākti un apkopoti, veiktas analīzes.

3. 2012.gada aprīlī/maijā līdz oktobrim objektos uzsākt nobiru paraugu ievākšanu no nobiru uztvērējiem, šķirot tās pa frakcijām, noteikt masu un biogēno elementu daudzumu.

Paraugi ievākti un apkopoti; noteikts nobiru daudzums, veiktas analīzes.

4. 2012.gada rudenī pirms 2012./2013.gada ziemā plānotās mežizstrādes objektos ievākt un apkopot informāciju par kokaudzes parametriem (caurmēru, augstumu), krūšaugstumā dastojot visus par 6 cm resnākos kokus ar milimetra precizitāti un katra audzes elementa 10-15 kokiem nosakot augstumu.

Informācija par kokaudzes parametriem ievākta un apkopota 2013.gada janvārī.

5. 2012.gada vasarā katrā no trijiem objektiem ievākt informāciju par tajos sastopamajiem zemsedzes augiem, katrā slejā nogāzes augšdaļā un lejasdaļā izdarot divi simti 1 mm biezas adatas dūrienus vairākos paralēlos transektos, reģistrējot visas augu sugas, kas pieskaras adatai. Pēc tam katrai sugai aprēķināt sastopamības koeficientu, kā arī atbilstoši Ellenberga ekoloģiskajām skalām katrai apsekotajai slejas daļai noteikt apgaismojuma, temperatūras, kontinentalitātes, mitruma, reakcijas un substrāta barības vērtību.

Veģetācijas uzskaite veikta, katrā pētījumu objektā aprēķinātas apgaismojuma, temperatūras, kontinentalitātes, mitruma, reakcijas un barības vielu vērtības.

Erozijas risku izvērtēšana (aizsargjoslas, GIS datu analīze)

1. Veikt kartogrāfiskā materiāla izpēti un objektu atlasī saistībā ar aizsargjoslu izvērtējumu, izmantojot GIS datus. Atbilstoši metodikas uzdevumiem un pieejamajiem kartogrāfiskajiem un datu materiāliem, izvēlēties divas modeļteritorijas.

Veikta kartogrāfiskā materiāla izpēte, izvēlētas modeļteritorijas.

2. Apkopot, digitalizēt un sagatavot metodikas aprobācijai nepieciešamos datus, izveidot pētījuma teritorijas digitālo datu bāzi, sagatavot datu analīzes modeļa prototipu, izmantojot ArcGIS programmatūras risinājumus.

Apkopoti nepieciešamie dati, sagatavots datu analīzes modeļa prototips.

3. Apsekot divas kontroles teritorijas modeļa rezultātu pārbaudei, analizēt un salīdzināt modeļa un pārbaudes rezultātus.

Teritorijas apsektas dabā, salīdzināti modeļa un pārbaudes rezultāti.

Meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējums ūdens kvalitātes kontekstā

1. 2012. gada ziemā – pavasarī katrā LVM reģionālajā mežsaimniecībā ievākt informāciju par esošajām un plānotajām meža meliorācijas sistēmām, kā arī esošajiem vai plānotajiem sedimentācijas dīķiem.

Ievākta un apkopota informācija par meža meliorācijas sistēmu renovāciju 2012.gadā.

2. LVM apsaimniekotajos mežos veikt apkopotās informācijas analīzi par piemērotāko pētījuma objektu izvēli pēc kartogrāfiskā materiāla un apsekot izvēlētos objektus dabā.

Analizēta pieejamā informācija, dabā apsekoti 9 objekti, pētījumam izvēlēti 7.

3. 2012. gada jūnijā uzsākt empīrisko datu ievākšanu (novadgrāvju un sedimentācijas dīķu tehniskie rādītāji un hidrauliskais stāvoklis, dati par biogēno elementu koncentrāciju un suspendēto cietvielu daudzumu grāvju ūdenī) atlasītajos pētījumu objektos, pārbaudot sedimentācijas dīķu efektivitāti. Izstrādāt modeļus-ieteikumus optimālai meža meliorāciju sistēmu ierīkošanai.

Empīriskie dati ievākti, veiktas ķīmiskās analīzes, aprēķināta biogēno elementu iznese pa grāvi . Modeļi-ieteikumi ir izstrādes stadijā, jo datu ievākšanu plānots turpināt arī nākamajā veģetācijas sezonā.

Publicitāte

1. Sagatavot un iesniegt „Mežzinātnē” vai starptautiskā citējamā izdevumā zinātnisku publikāciju par aizsargājamo biotopu apsaimniekošanas (buferzonu saglabāšanas ap staigāju mežiem) efektivitāti

Patlaban tiek gatavota publikācija žurnālam “Baltic Forestry”, to plānots iesniegt 2013.gada aprīlī.

2. 2012.gada rudenī organizēt starptautisku zinātnisku semināru Forest and Water Network (Swedish Forest Agency/SNS) ietvaros pieredzes apmaiņas nolūkā

Forest and Water network seminārs notika Rīgā, 4.-6.septembrī.

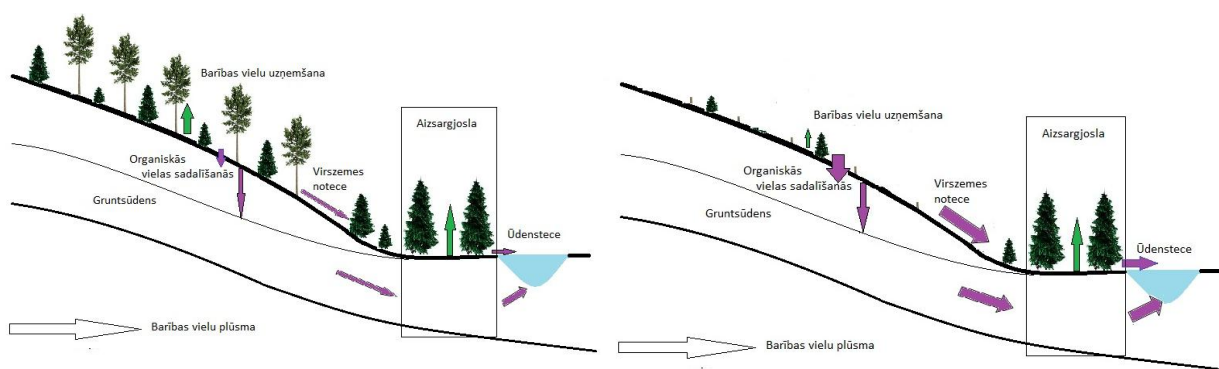
1. Aizsargjoslu ap dabiskajām ūdenstecēm efekta novērtējums un vielu aprites izpēte (Z. Lībieta-Zālīte)

1.1. Ievads

Minerālās barības vielas kopā ar saules radiāciju, skābekli, ogļskābo gāzi un ūdeni ir neaizvietoājams ekosistēmas ieejas elements, bez kā ekosistēmas pastāvēšana nav iespējama (Zālītis 2006). Par nozīmīgākajiem augu minerālās barošanās elementiem uzskata slāpekli, fosforu, kāliju, kalciju un magniju. Šīs barības vielas augi patērē visvairāk, un meža ekosistēmā tie ir sastopami lielākā apjomā nekā citi.

Ekosistēmā dažādu dabisku procesu rezultātā notiek kompleksa biogēno elementu aprīte. Šo aprīti izmaina gan dažādi dabiski traucējumi, piemēram, meža ugunsgrēki vai vējgāzes, gan arī mežsaimnieciskās darbības, turklāt izmaiņas iespējamas ne vien tiešā veidā skartajā mežaudzē, bet arī citās tuvumā esošajās ekosistēmās.

Kailcirte ir viens no tiem mežsaimnieciskajiem pasākumiem, kas vielu aprīti ietekmē vislielākajā mērā. Tā kā koki savā biomasā satur barības elementus, koku izvākšana nozīmē arī zināma barības elementu daudzuma iznesi no ekosistēmas. Attēlā shematiski parādīts vienkāršots piemērs - mežaudze uz nogāzes, nogāzes lejasdaļā atrodas ūdenstece. Pēc kailcirtes krasi samazinās barības vielu uzņemšana, paātrinās organiskās vielas sadalīšanās process un atbrīvoto barības vielu plūsma uz gruntsūdeņiem, palielinās arī virszemes notece; rezultātā palielinās barības vielu plūsma prom no mežaudzes. Šajā brīdī ļoti nozīmīga kļūst aizsargjosla, kas vismaz daļēji uztver prom plūstošās barības vielas un nodrošina to palikšanu ekosistēmā.



Attēls 1. Konceptuālā shēma barības vielu aprītei mežaudzē uz nogāzes pirms un pēc kailcirtes augšā – barības vielu aprīte pirms kailcirtes; apakšā – barības vielu aprīte pēc kailcirtes (No: Gundersen et al. 2010)

Koku izciršanas rezultātā nekavējoties samazinās oglekļa un slāpekļa daudzums ekosistēmā, vislielākos zudumus izraisa visas koku biomasas izvākšana (Huntington and Ryan 1990, Olsson et al. 1996a, 1996b). Ja tradicionālā veidā tiek izvākta tikai stumbru koksne, sākotnēji novērojams augsnes C un N krātuves palielinājums atstāto ciršanas atlieku dēļ. Pēc cirtes samazinās nobiru apjoms un barības vielu aprīte, bet paātrinās organiskās vielas sadalīšanās, denitrifikācija un notece, kas var novest pie barības vielu izskalošanās (Rosén 1984, Tiedeman et al. 1988). Atbilstoši citiem avotiem, nozīmīga barības vielu izskalošanās dažus gadus pēc cirtes parasti vairs nav novērojama un tās apjomi ir niecīgi, salīdzinot ar cirtē izvāktās biomasas daudzumu (Mann et al. 1988), lai gan dažos gadījumos konstatēta arī būtiska augsnes C un N samazināšanās (Mroz et al. 1985). Salīdzinot dažādas intensitātes kailcirtes

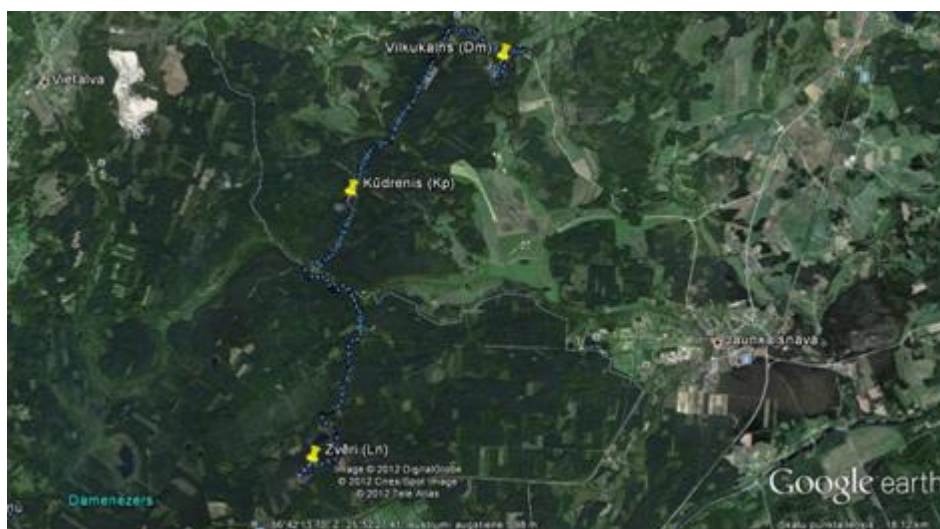
(izvācot tikai stumbru koksni; izvācot stumbrus un zarus, bet atstājot skujas; izvācot visu virszemes biomasu) ietekmi uz apmaiņas katjoniem un augsnes piesātinājumu ar bāzēm skuju koku audzēs, tika noskaidrots, ka visas virszemes biomasas izvākšana negatīvi ietekmē augsnes katjonu apmaiņas kapacitāti un bāzu piesātinājumu, kas pamatā saistīts ar apmaiņai pieejamā K, Ca un Mg samazināšanos (Olsson et al 1996a). Analizējot izšķīdušā organiskā oglekļa, slāpekļa un fosfora izmaiņas ražīgās egļu audzēs uz nosusinātām kūdras augsnēm Somijas dienvidos, tika konstatēts, ka pēc kailcirtes būtiski palielinās izšķīdušā oglekļa un dažādu slāpekļa formu iznese no ekosistēmas, taču fosfora izneses palielinājums ir neliels (Nieminen 2004).

Meža platības nodrošina lielu daļu pasaules ar kvalitatīvu dzeramo ūdeni. Tomēr tādas mežsaimnieciskās darbības, kas palielina nitrātu koncentrāciju gruntsūdeņos, var potenciāli negatīvi ietekmēt noteces un dzeramā ūdens kvalitāti. Zināms, ka slāpekļa savienojumi var spēcīgi ietekmēt saldūdens ekosistēmas, un jūras eutrofikācija ar slāpekli, kas nāk no sauszemes ekosistēmām, ir nopietna problēma (Neary et al. 2009, Howarth et al. 1996, Alexander et al. 2000). Vairākos pētījumos konstatēts būtisks izšķīdušā organiskā oglekļa un izšķīdušā organiskā slāpekļa koncentrācijas palielinājums ūdens notecē no nosusinātiem, ražīgiem egļu mežiem, kur veikta kailcirte, kā arī paaugstināta izskalošanās pēc galvenās cirtes, atstājot segaudzi (Lundin 1999, 2000). Svarīgs upju ūdens tīrības nodrošināšanas pasākums ir ūdens aizsardzības piekrastes joslu izveidošana. Saskaņā ar Latvijā spēkā esošo likumdošanu (Aizsargjoslu likums 1997) pie virszemes ūdensobjektiem 50 m platā piekrastes joslā meža kailcirtes izdarīt aizliegts, izņemot koku ciršanu ārkārtas situāciju likvidēšanai un vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu seku likvidēšanai, kā arī palieņu plāvu atjaunošanai un apsaimniekošanai. 10 m platā piekrastes joslā aizliegts izdarīt galveno cirti, izņemot iepriekšminētos gadījumus.

Kaut arī pasaulē ir veikti daudzi plaši vielu aprites pētījumi, to rezultāti saistībā ar mežsaimniecisko darbību ietekmi uz barības vielu iznesi un tās apjomu ievērojami atšķiras, turklāt dati no ārvalstīs veiktajiem pētījumiem nav viennozīmīgi attiecināmi uz Latvijas apstākļiem. Šajā pētījumā, izmantojot Eiropas mērogā harmonizētas metodes, tiks iegūta informācija par vielu apriti, analizējot augsnes šķīdumu, gruntsūdeni, nokrišņu ūdeni, kā arī meža nobiras. Gan barības vielas, gan toksiski savienojumi koku saknēs tiek uzņemti tieši no augsnes šķīduma, tādēļ augsnes šķīduma ķīmiskais sastāvs ir vērtīgs indikators, ko iespējams izmantot dažādu stresa faktoru ietekmes analizē. To ietekmē virkne bioģeoķīmisko procesu, tajā skaitā elementu ienese no atmosfēras, mijiedarbība starp augsnes cieto, šķīdro un gāzveida komponenti, augsnes bioloģiskie procesi un ķīmiskās reakcijas. Saskaņā ar doto metodiku paredzēts analizēt biogēno elementu daudzuma izmaiņas augsnes šķīdumā un gruntsūdenī izcirstajā slejā un 50 m platā aizsargjoslā salīdzinājumā ar neizcirstu kontroles platību. Vielu aprite objektos tiks analizēta arī saistībā ar mežizstrādes veidu – vai mežizstrādes atliekas tiek izklaidus atstātas cirsmā vai izvāktas biokurināmā savākšanai. Tiks analizētas arī meža nobiras, kas ir ļoti nozīmīga bioģeoķīmiskā cikla daļa un meža ekosistēmā saista kokaudzi, ūdeni un augsni. Nobiru sadalīšanās ir svarīga barības vielu plūsmas komponente, no kā atkarīgs organiskās vielas daudzums augsnē. Kā indikators ūdens un barības vielu režīma izmaiņām tiks izmantota arī zemsedzes augu veģetācijas dinamika.

1.2. Pētījuma objektu raksturojums

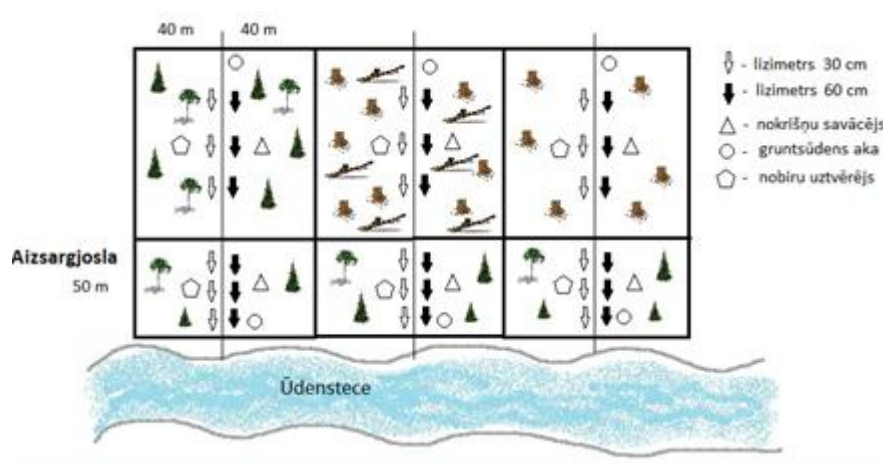
Pētījumu objekti izvēlēti Zinātniskās izpētes mežu Kalsnavas meža novadā trijos dažādas auglības meža tipos: lānā (180.kv., 8., 12.nog.), objekts Zvēri; damaksnī (15.kvartāls, 1.nog.), objekts Vilkukalns; un platlapju kūdrenī (96.kvartāls, 10., 11.nog.), objekts Kūdrenis. (2.attēls)



Attēls 2. Pētījuma objektu izvietojums zinātniskās izpētes mežu Kaļsnavas meža novadā

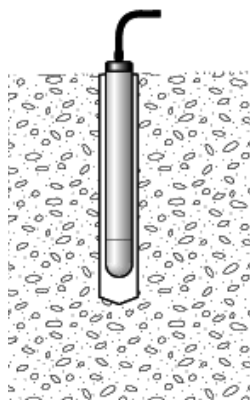
Izskalošanās procesi augsnēs dažādos trofiskuma apstākļos ir atšķirīgi: objekts lānā pārstāv oligomezotrofas augsnes, objekts damaksnī – mezotrofas un objekts platlapju kūdrēnī – eitrofas augsnes. Objekti lānā un damaksnī ir ar izteiktu zemes virsmas slīpumu, bet objekts platlapju kūdrēnī – ar nelielu zemes virsmas slīpumu. Damaksnī un platlapju kūdrēnī ierīkotajos objektos nogāzes lejasdaļā atrodas ūdensteces – attiecīgi, strauts un grāvis.

Izvēlētajos nogabalos paralēli nogāzes slīpumam nospraustas 3 vienāda platuma slejas (80 m), no kurām viena paredzēta kontrolei, otrā paredzēts veikt kailcirti, ciršanas atliekas atstājot izklaidus, un trešajā paredzēts veikt kailcirti, ciršanas atliekas izvācot. Visos objektos lejasdaļā tiks atstāta 30-50 m plata aizsargjosla, kur ciršana netiks veikta (3.attēls).



Attēls 3. Pētījuma objektu vispārīgā shēma

Infiltrējošā ūdens kvantitātes un kvalitātes mērījumiem katrā slejā nogāzes garumā ierīkoti spiediena lizimetri augsnes ūdens paraugu ievākšanai pēc sekojoša principa: seši vienmērīgi izvietoti lizimetri tajā slejas daļā, kur paredzēts veikt ciršanu, seši vienmērīgi izvietoti lizimetri aizsargjoslā. Lizimetru dziļums – 30 cm un 60 cm. Atšķirīga dziļuma lizimetri izvietoti pa divi kopā, to atrašanās vieta marķēta ar metāla stieni. Lizimetrs sastāv no poraina, keramiska materiāla uzgaļa, cilindriska rezervuāra parauga uzkrāšanai un gumijas korķa ar caurulīti vakuuma radīšanai un parauga izsūkņēšanai (4.attēls).



Attēls 4. Spiediena lizimetrs

Katrā slejā uzstādīti divi nokrišņu savācēji ar uztverošo laukumu 500 cm^2 (pa vienam nogāzes augšdaļā un apakšdaļā). Visos trijos objektos nogāzes augšdaļā un lejasdaļā atrodas arī gruntsūdens novērošanas akas. Katrā objektā ir uzstādīti seši nobiru uztvērēji ar fiksētu uztverošo virsmu (0.25 m^2 katrs). Lai analizētu meža nobiru sadalīšanās gaitu mežā un izcirtumā, objektos ir uzstādīti arī papildus nobiru uztvērēji kompostējamās frakcijas vākšanai ar uztverošo virsmu 0.50 m^2 katrs. (5.attēls)



Attēls 4. Nokrišņu savācējs un nobiru uztvērēji objektā Zvēri

1.3. Mērījumu un analīžu veikšanas metodika

1.3.1. Ūdens

Paraugu ievākšana, uzglabāšana un analīzes veiktas saskaņā ar starptautiski pieņemtu metodiku (ICP Forests Manual 2010). Ūdens paraugu ņemšana tika uzsākta 2012.gada maijā un veikta reizi divās nedēļās līdz oktobrim. Ūdens paraugi no lizimetriem tika izsūkņēti ar rokas sūkni. Atsūkņējot lizimetrus, tika uzskaitīts katra lizimetra ūdens tilpums, tā iegūstot kalendārā mēneša faktiskos augsnes ūdens tilpumus attiecīgajos augsnes slāņos. Dažkārt meteoroloģisku apstākļu dēļ paraugu daudzums kādā no slāņiem ķīmisko analīžu veikšanai nebija pietiekams, tāpēc tika apvienoti vairāku mēnešu paraugi.

Ievāktie paraugi aukstuma kastē transportēti uz LVMI „Silava” Meža vides laboratoriju uzglabāšanai. Paraugu konservēšanai izmantots atdzesēšanas paņēmiens no 1°C līdz 5°C atbilstoši LVS EN ISO 5667-3:2004 standartam. Nokrišņu ūdens paraugi no nokrišņu savācējiem tika ievākti reizē ar augsnes ūdens paraugu ņemšanu no lizimetriem. Katrā nokrišņu savācējā tika izmērīts nokrišņu ūdens tilpums (mL) un 1000 mL ūdens nogādāti LVMI Silava Meža vides laboratorijā analīzēm. Pēc paraugu nogādāšanas laboratorijā, izveidots katra objekta mēneša vidējais paraugs proporcionāli nokrišņu daudzumam. Gruntsūdeņu paraugi tika ievākti ar īpaši šim nolūkam konstruētu nerūsējošā tērauda smeļamo trauku, katrā reizē paņemot 750-1000 mL ūdens no katras akas. Visi ūdens paraugi tika iepildīti plastmasas pudelēs un aukstumkastēs transportēti uz laboratoriju.

Ūdens paraugos noteikti šādi ķīmiskie parametri: N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N_{kop} , P-PO_4^{3-} , P_{kop} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} saturs, elektrovadītspēja, pH un izlases paraugiem kopējā sārmainība. Minimālais ūdens tilpums, kas nepieciešams analīzēm, ir 700 mL, tāpēc paraugi tika virzīti uz analīzēm tajā brīdī, kad katrā no lizimetriem bija savākts vismaz 700 mL tilpums, t.i., ja 700 mL savāca vienā reizē, analīzes veica uzreiz, bet, ja tilpums bija nepietiekams, paraugu iekonservēja un virzīja uz analīzēm, apvienojot 2 vai vairāk paraugu sērijas, kuru kopējais tilpums ir vismaz 700 mL. Paraugus apvienoja proporcionāli, t.i. sajauca kopā visu attiecīgajās paraugošanas reizēs vienā lizimetrā savāktu ūdeni un tad no apvienotā parauga paņēma 700 mL ūdens analīzēm.

Ūdens paraugu pH noteikts atbilstoši LVS ISO 10523 standartam, elektrovadītspēja noteikta, izmantojot konduktometru, atbilstoši LVS EN 27888:1993 standartam. Kalcija (Ca^{2+}) un magnija (Mg^{2+}) saturs noteikts, izmantojot liesmas atomu absorbcijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS EN ISO 7980 standartam. Kālija (K^+) saturs noteikts, izmantojot liesmas emisijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS ISO 9964-3:2000 standartam. Amonija jonu (N-NH_4^+) saturs ūdens paraugos noteikts atbilstoši LVS ISO 7150/1:1984 standartam, izmantojot spektrofotometrisko metodi. Nitrātu jonu (N-NO_3^-) saturs noteikts, izmantojot Machenery Nagel PF11 fotometru un nitrātu noteikšanas testa komplektu Visocolor ECO 5-41. Fosfātjonu (P-PO_4^{3-}) un kopējā fosfora (P_{kop}) saturs noteikts atbilstoši LVS EN ISO 6878 standartam, izmantojot amonija molibdāta spektrofotometrisko metodi. Kopējais slāpekļa (N_{kop}) saturs noteikts atbilstoši LVS EN 12260 standartam, metodes pamatā ir saistītā slāpekļa oksidēšana līdz slāpekļa oksīdiem un infrasarkanā detektēšana. Kopējā sārmainība noteikta atbilstoši LVS EN ISO 9963-1:1995 standartam.

2012.gadā iegūto informāciju par ūdeņu ķīmisko sastāvu izmantos kā atsauces datus. Salīdzinot šo informāciju ar rezultātiem, kas tiks iegūti pētījuma turpmākajā gaitā pēc saimnieciskās darbības veikšanas, būs iespējams izdarīt secinājumus par saimnieciskās darbības ietekmi uz vielu apriti un par aizsargjoslu nozīmi.

1.3.2. Augsne

Augsnes paraugi ievākti 2011.gada rudenī, katrā objektā ierīkojot 6 apļveida parauglaukumus 500 m² platībā, kuros veikti koku caurmēra un augstuma mērījumi, - pa diviem parauglaukiem katrā iezīmētajā slejā.

Paraugu ņemšanas vietas izvēle:

1. Atrod apļveida parauglaukuma centru un nosaka debespuses;
2. 15-20 m attālumā no centra 0° (Z), 90° (A), 180° (D) un 270° (R) virzienā atzīmē paraugu ņemšanas vietas;
3. Precizē paraugu ņemšanas vietas 5 m rādiusā ap nosprausto punktu tā, lai tās:
 - neatrastos tuvāk par 3 m no lieliem kokiem,
 - nebūtu mikroreljefa paaugstinājumos vai padziļinājumos,

- neatrastos uz veciem pievedceļiem,
- nebūtu celmu vietās vai pie lieliem akmeņiem, vai citiem teritorijai neraksturīgiem veidojumiem.

Augsnes paraugi katrā aplveida parauglaukumā (Z, A, D, R virzienā no centra) ņemti 2 paralēlās sērijās: augsnes paraugi ņemti ar zondi no noteiktiem dziļumiem fizikāli ķīmiskajām analīzēm; augsnes paraugi ņemti ar zondi, kuras cilindra tilpums ir 100 cm³, no noteiktiem dziļumiem (0-40 cm, 40-80 cm dziļumā vai 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm un 40-80 cm dziļumā, katra slāņa vidū) blīvuma, augsnes skeleta un granulometriskā sastāva noteikšanai. Gan fizikālo, gan fizikāli ķīmisko analīžu veikšanai ņemti nedzīvās zemsegas paraugi. Nedzīvās zemsegas paraugu ņemšanai izmantots speciāli šim nolūkam izgatavots instruments, paraugu ņemšanas laukums ir 100 cm². Zemsegas paraugi ņemti visā slāņa biezumā.

Fizikāli ķīmisko analīžu veikšanai izveidoti augsnes slāņu vidējie paraugi, apvienojot augsnes paraugus, kas ņemti parauglaukumā Z, A, D un R virzienos. Augsnes paraugi sagatavoti fizikāli ķīmiskajām analīzēm Latvijas Valsts mežzinātnes institūta „Silava” Meža vides laboratorijā atbilstoši LVS ISO 11464 standarta prasībām.

Augsnes paraugu analīzes veiktas atbilstoši 1. tabulā norādītajai testēšanas metodikai.

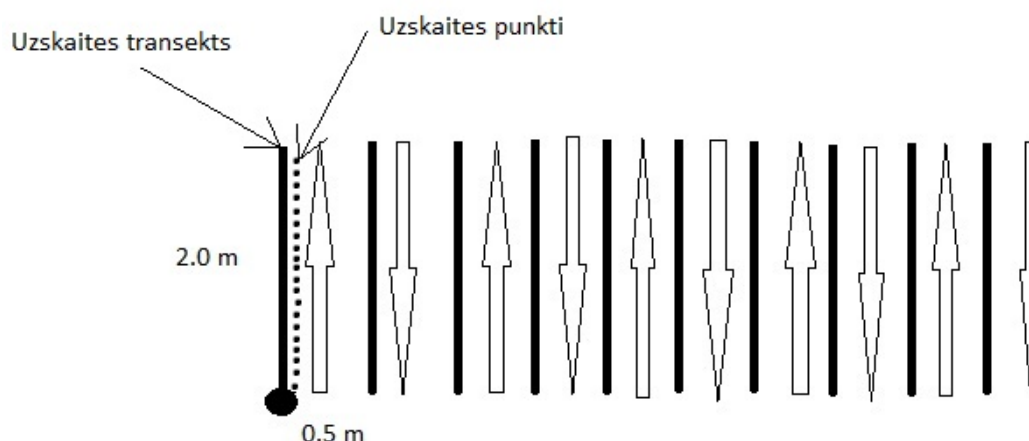
Tabula 1.

Informācija par testēšanas metodikām

Nosakāmais rādītājs	Metodika	Metodes princips
Augsnes blīvums, skelets	LVS ISO 11272:1998, ICP-Forests	100 cm ³ cilindrs, gravimetriskā metode
Granulometriskais sastāvs	LVS ISO 11277, ICP-Forests	Sijāšanas un sedimentācijas metode
pH(CaCl ₂)	LVS ISO 10390, ICP-Forests	pH mērījumi 0,01 M CaCl ₂ augsnes suspensijā
Kopējais slāpeklis	LVS ISO 11261, ICP-Forests	Modificēta Kjeldāla metode
Karbonātu saturs	LVS ISO 10693:1995, ICP-Forests	Tilpuma metode
Kopējā un organiskā oglekļa saturs	LVS ISO 10694, ICP-Forests	C elementanalīze
Kopējais sērs	ICP-Forests	S elementanalīze
Apmaiņas katjoni (Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn)	ICP-Forests	0,1 M BaCl ₂ ekstrakts, atomu absorbcijas spektrometrija
Kopējais apmaiņas skābums	ICP-Forests	0,1 M BaCl ₂ ekstrakts, potenciometriskā titrēšana
Brīvais H ⁺	ICP-Forests	0,1 M BaCl ₂ ekstrakts, potenciometriskā titrēšana
Adsorbēto bāzu summa	A. Pāvule, Agroķīmika rokasgrāmata (1978)	Skābju-bāzu titrēšana
Hidrolītiskais skābums	A. Pāvule, Agroķīmika rokasgrāmata (1978)	Noteikšana pēc Kappena

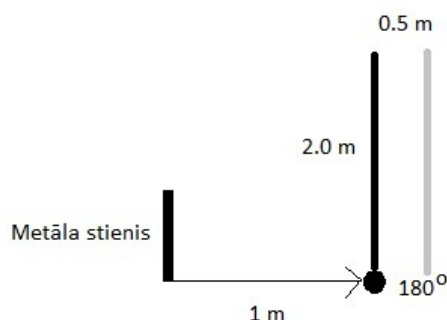
1.3.3. Zemsedzes augi un sūnas

Zemsedzes augu veģetācijas uzskaitē tika veikta 2012.gada 8. un 9. augustā, izmantojot punktu metodi. Katrā slejā nogāzes augšdaļā un lejasdaļā tika izdarīti divi simti 1 mm biezās adatas dūrieni ik pa 10 cm desmit 2 m garos paralēlos transektos, reģistrējot visas augu sugas, kas pieskaras adai. (6.attēls)



Attēls 5. Veģetācijas uzskaites laukumiņa shēma

Uzskaites laukumiņu atrašanās vieta tika fiksēta, piesaistot to ar virzienu un attālumu metāla stienim, kas iezīmē aizsargjoslā un nogāzes augšdaļā esošo vidējo lizimetru pāri. Tādējādi pēc diviem gadiem veģetācijas uzskaiti būs iespējams atkārtot tajā pašā laukumā. Pavisam kopā veģetācijas uzskaitē tika veikta 18 laukumiņos (sešos laukumiņos katrā objektā). (7.attēls) Sugu nomenklatūra: vaskulārajiem augiem – Kļaviņš (2012), sūnām – Strazdiņa un citi (2011).



Attēls 6. Veģetācijas uzskaites laukumiņa piesaistes piemērs objektā Vilkukalns

Katrā uzskaites laukumā, katra objekta nogāzes augšdaļā un apakšdaļā, kā arī katrā objektā kopumā tika aprēķināts Šenona-Vīnera daudzveidības indekss $H(s)$ vaskulāro augu un sūnu sugām.

$$H(s) = - \sum p_i \ln p_i, \quad \text{kur } p_i \text{ ir sugas } i \text{ pārstāvju relatīvais daudzums}$$

Katrai konstatētajai sūnu un vaskulāro augu sugai tika aprēķināts sastopamības koeficients. Atbilstoši Ellenberga (lakstaugiem) un Dilla (sūnām) ekoloģiskajām skalām katrai apsekotajai slejas daļai tika noteikta apgaismojuma, temperatūras, kontinentalitātes, mitruma, augsnes pH, reakcijas un slāpekļa indikatorvērtības (Ellenberg et al 1991; Düll 2001).

1.4. Rezultāti

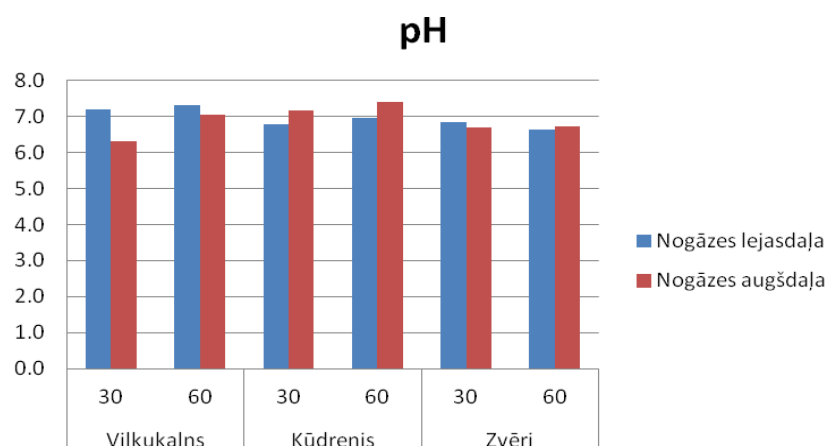
1.4.1. Ūdens

1.4.1.1. Augsnes ūdens

Augsnes ūdens ķīmiskie rādītāji ir atkarīgi gan no vielu ieneses no atmosfēras, gan nobiru sadalīšanās procesā atbrīvotajām barības vielām. Augsnes ūdens sastāvu ietekmē arī vairāki augsnes procesi, kā jonu apmaiņa, mineralizācija un imobilizācija.

Augsnes ūdens paraugi no lizimetriem ņemti 12 reizes, pavisam kopā uz laboratoriju transportēti 1153 paraugi. Analīzēm pietiekams apjoms bija 364 paraugiem. Augsnes ūdenī noteikto ķīmisko parametru vērtības salīdzinātas kā vidējās koncentrācijas visā paraugu ņemšanas periodā.

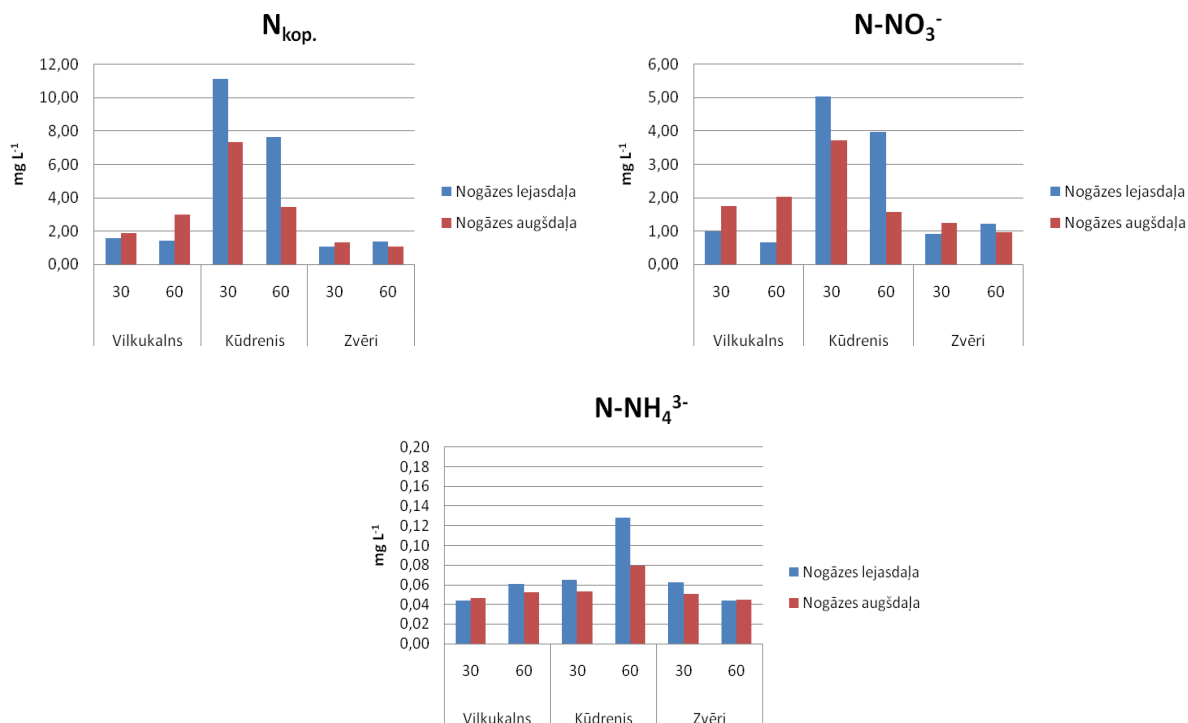
Augsnes ūdens pH, kas ņemts no 30 cm dziļumā ievietotajiem lizimetriem Vilkukalnā, variē no 4.6 līdz 8.0, bet 60 cm dziļumā – no 5.6 līdz 8.0. Kūdrenī pH vērtības variē no 6.0 līdz 7.7 30 cm dziļumā un no 6.1 līdz 8.2 60 cm dziļumā. Objektā Zvēri savukārt pH vērtības svārstās robežās no 6.1 līdz 7.6 30 cm dziļumā un no 5.6 līdz 7.7 60 cm dziļumā. Objektā Vilkukalns nogāzes lejasdaļā pH vērtības vidēji ir augstākas nekā nogāzes augšdaļā, turklāt gan nogāzes augšdaļā, gan lejasdaļā, palielinoties dziļumam, augsnes pH vērtības pieaug. Tas ir saistīts ar citu katjonu koncentrācijas palielināšanos (Ulrich et al. 1981). Pretēja tendence vērojama objektā Kūdrenis, kur augsnes ūdens pH vērtības nogāzes augšdaļā ir lielākas nekā nogāzes lejasdaļā. Arī šajā objektā pH vērtības pieaug, palielinoties dziļumam. Objektā Zvēri augsnes ūdens pH vērtības nogāzes augšdaļā un lejasdaļā, kā arī abos analizētajos dziļumos ir visai līdzīgas (8.attēls). Mūsu pētījuma objektos konstatētās augsnes ūdens pH vērtības ir ievērojami augstākas nekā II līmeņa monitoringa parauglaukumā Valgundē, bet salīdzināmas ar iepriekš publicēto informāciju par augsnes ūdens pH Integrālā monitoronga parauglaukumos Rucavā un Taurenē (Lazdiņš 2011, Tērauda 2008).



Attēls 7. Augsnes ūdens pH vidējās vērtības pētījuma objektos

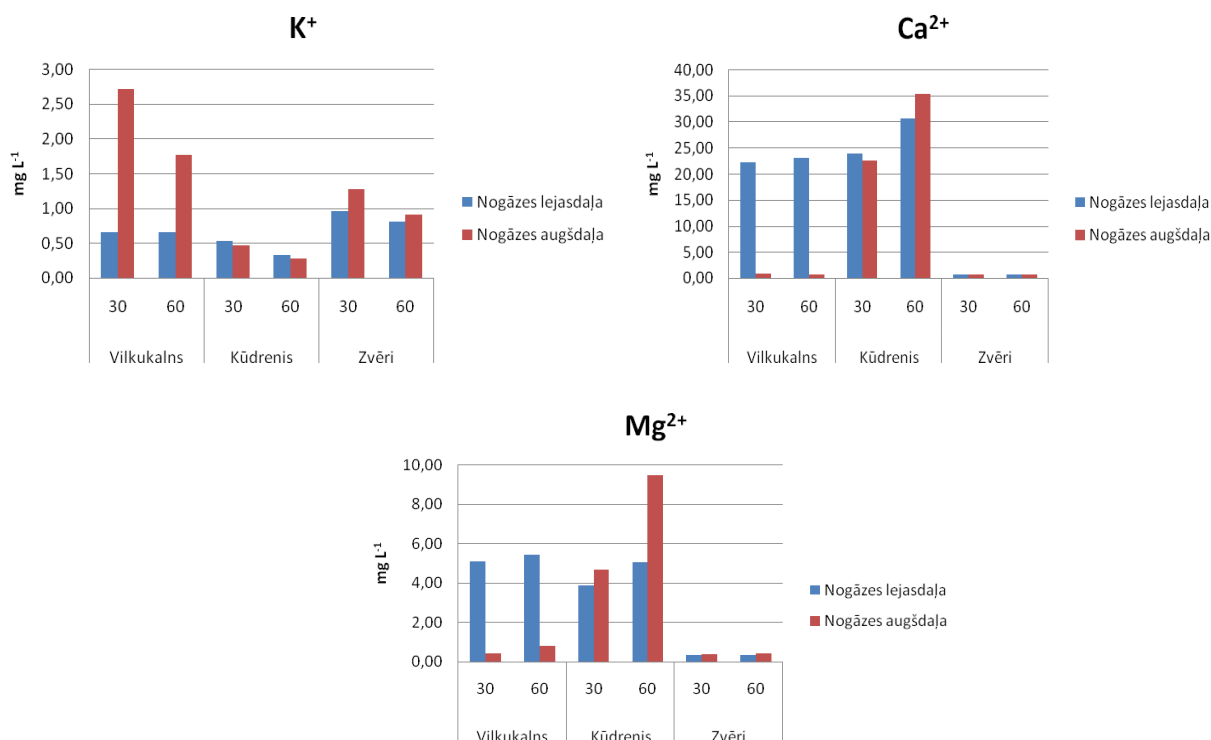
Vidēji augstākā kopējā slāpekļa, nitrātjonu un amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī konstatēta objektā Kūdrenis, turklāt nogāzes lejasdaļā tā ir ievērojami augstāka nekā nogāzes augšdaļā. Objektā Vilkukalns savukārt kopējā slāpekļa un nitrātjonu koncentrācija ir augstāka nogāzes augšdaļā. Objektā Zvēri konkrētas telpiskas likumsakarības netika konstatētas – dziļākajos augsnes slāņos nogāzes lejasdaļā ir nedaudz augstāka kopējā slāpekļa koncentrācija nekā nogāzes augšdaļā, bet seklākajos augsnes slāņos kopējā slāpekļa koncentrācija ir augstāka nogāzes augšdaļā. Līdzīga situācija redzama, salīdzinot nitrātjonu koncentrāciju (9.attēls). Kopējā slāpekļa un nitrātjonu koncentrācijas augsnes ūdenī

ir ievērojami augstākas nekā Integrālā monitoringa parauglaukumos vidēji laika periodā no 1994.līdz 2004.gadam (Tērauda 2008).



Attēls 8. Kopējā slāpekļa, nitrātjonu un amonija jonu vidējā koncentrācija augsnes ūdenī 30 un 60 cm dziļumā

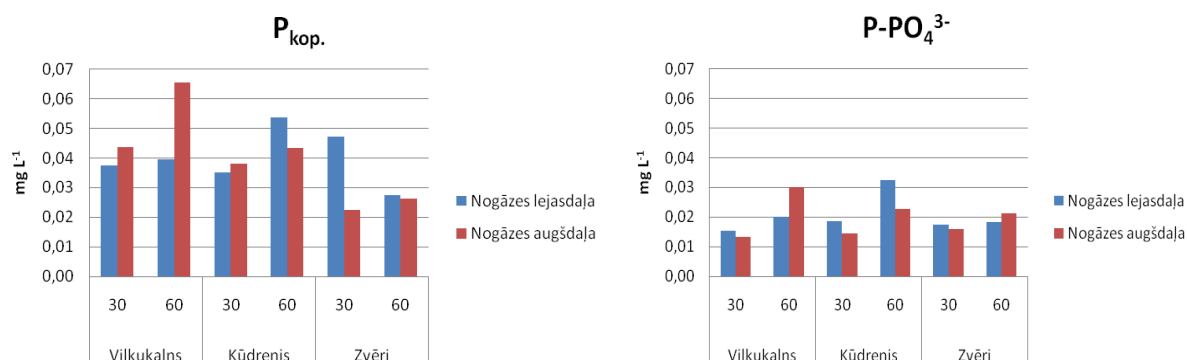
Salīdzinot K⁺ koncentrāciju augsnes ūdenī, noskaidrots, ka objektos Vilkukalns un Zvēri tā ir augstāka nekā Kūdrenī, pie tam objektos sausieņu mežos šī koncentrācija ir ievērojami augstāka nogāzes augšdaļā (10.attēls).



Attēls 9. K⁺, Ca²⁺ un Mg²⁺ vidējā koncentrācija augsnes ūdenī 30 un 60 cm dziļumā

Dziļākos augsnes slāņos kālija koncentrācija visos objektos samazinās. Ca^{2+} un Mg^{2+} koncentrācija objektā Vilkukalns nogāzes lejasdaļā ir ievērojami augstāka nekā nogāzes augšdaļā, tas visdrīzāk skaidrojams ar faktu, ka nogāzes lejasdaļā pie Svirējas upes atrodas avoti. Izteiktas atšķirības, mainoties parauga ņemšanas dziļumam, šajā gadījumā neparādās. Kūdrēnī Ca^{2+} un Mg^{2+} koncentrācija ir augsta gan nogāzes augšdaļā, gan lejasdaļā, turklāt augsnes dziļākajos slāņos tā palielinās. Šis pētījuma objekts atrodas pazemes ūdeņu izplūdes rajonā. Salīdzinoši zema kalcija un magnija koncentrācija novērota augsnes ūdenī objektā Zvēri, kas atrodas lānā, barības vielām nabadzīgā augsnē.

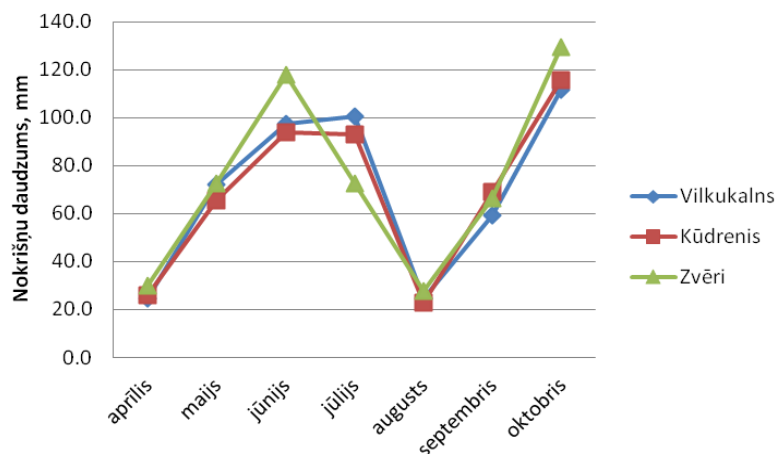
Visaugstākā kopējā fosfora koncentrācija tika konstatēta objektā Vilkukalns nogāzes augšdaļā, zemākā – objektā Zvēri arī nogāzes augšdaļā. Salīdzinot fosfātjonu koncentrāciju, redzams, ka dziļākos augsnes slāņos tā palielinās. Šī tendence saglabājas arī, salīdzinot kopējā fosfora koncentrāciju, izņemot objekta Zvēri nogāzes augšdaļu (11.attēls).



Attēls 10. Kopējā fosfora un fosfātjonu vidējā koncentrācija augsnes ūdenī 30 un 60 cm dziļumā

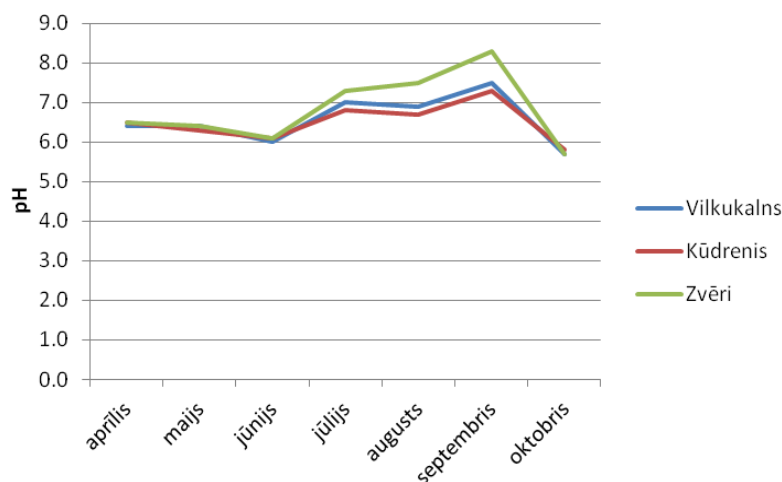
1.4.1.2. Nokrišņu ūdens

Nokrišņu ūdens paraugi zem koku vainagiem pavisam ņemti 12 reizes, pavisam kopā analizēti 216 paraugi. Kopējais nokrišņu daudzums novērojumu periodā (no aprīļa vidus līdz oktobra beigām) pētījuma objektos svārstījās no 490-517 mm (12.attēls). Iemesls nokrišņu daudzuma atšķirībām starp pētījuma objektiem visticamāk ir gan kokaudžu struktūras atšķirības, gan arī lokālas nokrišņu daudzuma atšķirības, kas, neskatoties uz to, ka pētījuma objekti atrodas samērā netālu viens no otra, var būt visai ievērojamas.



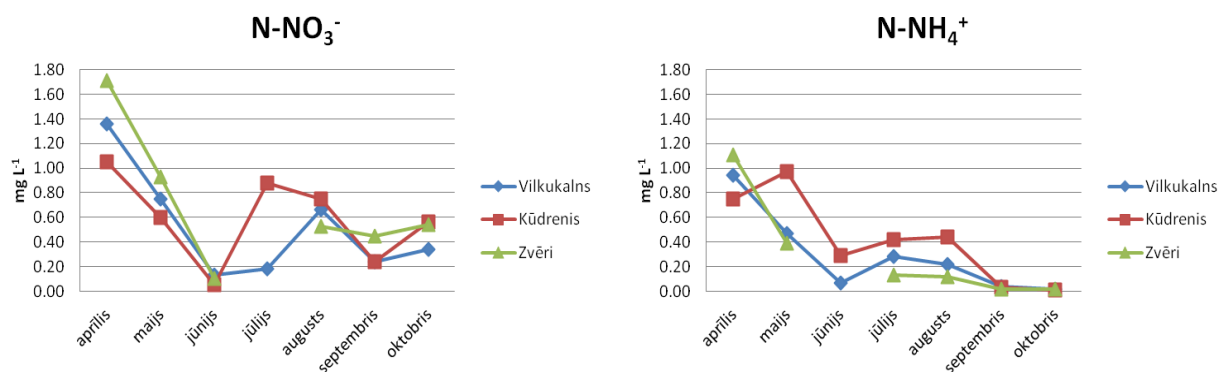
Attēls 11. Kopējais nokrišņu daudzums pētījuma objektos novērojumu periodā

Nokrišņu ūdens pH vērtības novērojumu periodā objektā Vilkukalns svārstās no 5.7 līdz 7.5, objektā Kūdrenis no 5.8 līdz 7.3 un objektā Zvēri no 5.7 līdz 8.3. Laikā no aprīļa līdz jūnijam tās visos objektos ir ļoti līdzīgas, bet, sākot no jūlija, nokrišņu ūdens pH būtiski palielinās objektā Zvēri (13.attēls). Tas visticamāk ir skaidrojams ar faktu, ka šajā objektā vainagu klājs ir ievērojami skrajāks nekā abos pārējos, kā rezultātā mazākā mērā notiek nokrišņu ūdens paskābināšanās, izejot caur koku vainagiem.



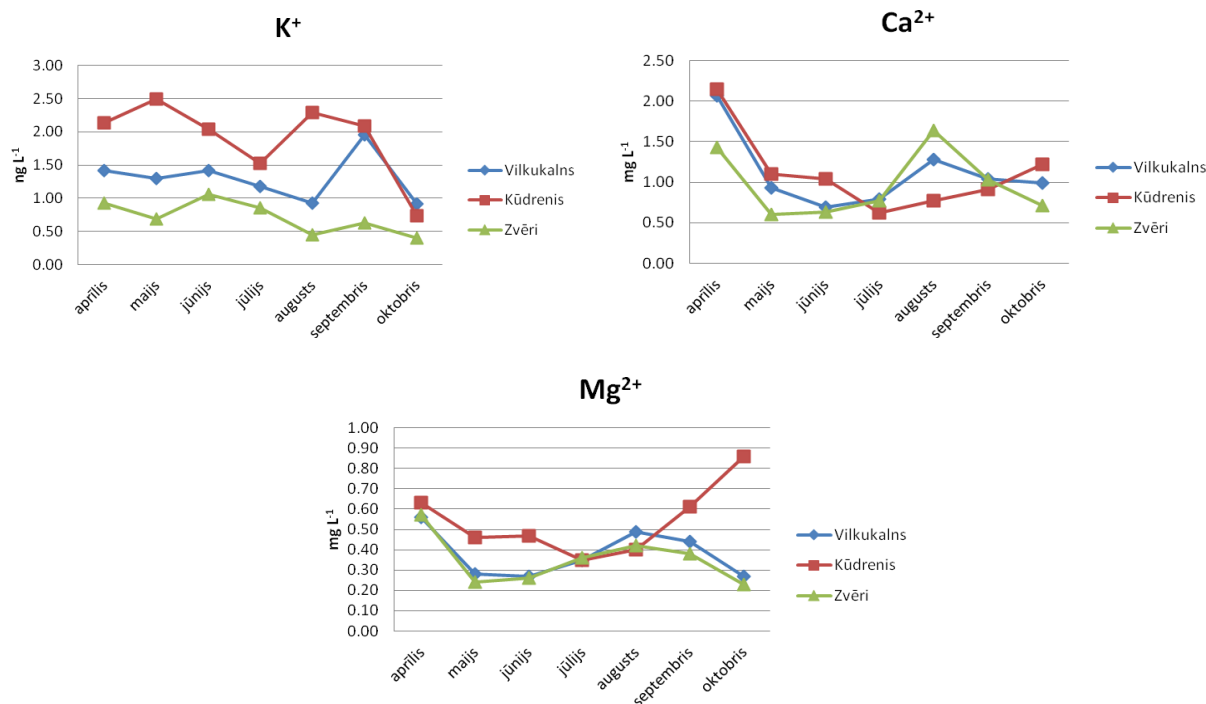
Attēls 12. pH izmaiņas nokrišņos zem koku vainagiem pētījuma objektos novērojumu periodā

Starp nokrišņu daudzumu un ķīmisko elementu koncentrāciju vairumā gadījumu pastāv negatīva korelācija. Maksimālās nitrātjonu un amonija jonu koncentrācijas nokrišņu ūdenī (paraugi ņemti zem koku vainagiem) konstatētas aprīlī (Vilkukalnā un objektā Zvēri) un maijā (Kūdrenī), laika periodā līdz jūnijam tās samazinājušās, pēc tam Vilkukalnā un Kūdrenī pieaugušas. Objektā Zvēri nitrātjonu koncentrācija jūlijā un amonija jonu koncentrācija jūnijā bija zem noteikšanas robežas (14.attēls). Novērojumu perioda beigās (oktobrī) amonija jonu koncentrācija visos objektos bija mazāka par 0.2 mg L^{-1} , savukārt nitrātjonu koncentrācija salīdzinājumā ar septembri atkal nedaudz pieauga.



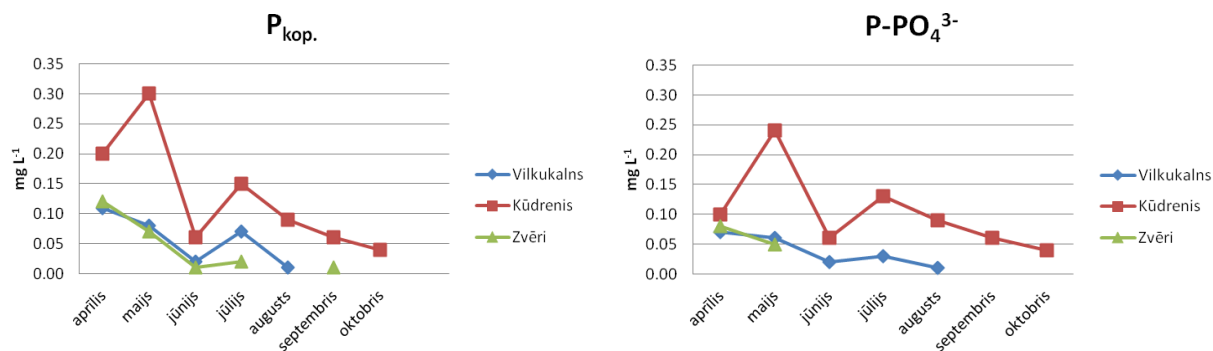
Attēls 13. Nitrātjonu un amonija jonu saturs nokrišņu ūdenī pētījuma objektos novērojumu periodā

Lielākais K^+ saturs nokrišņu ūdenī konstatēts Kūdrenī, mazākais – objektā Zvēri (15.attēls). Ca^{2+} koncentrācija visos objektos samazinās no $1.5\text{--}2.0 \text{ mg L}^{-1}$ novērojumu perioda sākumā līdz $0.5\text{--}1.5 \text{ mg L}^{-1}$ jūlijā–augustā, pēc tam atkal nedaudz palielinās. Mg^{2+} koncentrācija un tās svārstības ir aptuveni līdzīgas novērojumu objektos Vilkukalns un Zvēri, arī šajā gadījumā novērojumu perioda beigās tām vērojama tendence samazināties.



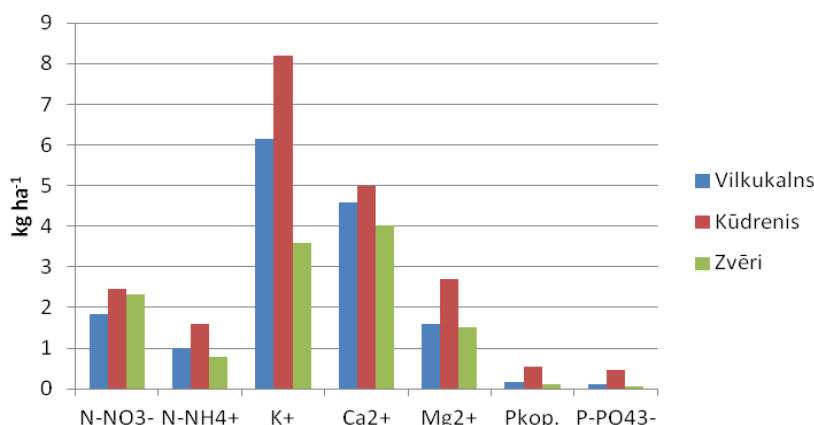
Attēls 14. K, Ca un Mg saturs nokrišņu ūdenī pētījuma objektos novērojumu periodā

Lielākais fosfātjonu un kopējā fosfora apjoms konstatēts Kūdrenī (16.attēls). Vilkukalnā un objektā Zvēri vairākus mēnešus šo elementu koncentrācija bija zem noteikšanas robežas. Fosfātjonu un kopējā fosfora koncentrācija novērojumu periodā nokrišņu ūdeņos vidēji samazinājusies.



Attēls 15. Fosfātjonu un kopējā fosfora saturs nokrišņu ūdenī pētījuma objektos novērojumu periodā

17.attēlā parādīta summārā barības vielu ienese ar nokrišņiem caur koku vainagiem novērojumu periodā. Nitrātjonu ieneses apjoms pētījuma objektos atšķiras salīdzinoši nedaudz un ir visai līdzīgs II līmeņa monitoringa parauglaukumā aprēķinātajām vērtībām (Lazdiņš 2011). Salīdzinot pārējos elementus, konstatēts, ka barības vielu ienese ar nokrišņiem ievērojami lielāka ir Kūdrenī. K⁺ un Ca²⁺ ieneses apjoms visai liels ir arī objektā Vilkukalns, bet amonija jonu, magnija, kopējā fosfora un fosfātjonu ieneses apjoms objektos Vilkukalns un Zvēri ir samērā līdzīgs.



Attēls 16. Ar nokrišņiem ienesto ķīmisko elementu kopējā masa novērojumu periodā

1.4.1.3. Gruntsūdens, upes ūdens, avota ūdens, pazemes spiedes ūdens

No gruntsūdens akām paraugi ņemti 11 reizes, kopā analizēti 156 paraugi. Gruntsūdenī noteikto parametru vērtības apkopotas 2.tabulā. Visaugstākā pH vērtība gruntsūdenī konstatēta Vilkkukalnā, viszemākā – Kūdrenī, vērtības nogāzes augšdaļā un lejasdaļā bija samērā līdzīgas. Kūdrenī nogāzes lejasdaļā konstatēts uzkrītoši liels nitrātjonu un amonija jonu saturs, kā arī salīdzinoši liels fosfātjonu un kopējā fosfora saturs. Turklāt Kūdrenī gandrīz visu parametru vērtības nogāzes lejasdaļā esošajās gruntsūdens akās ir ievērojami lielākas nekā nogāzes augšdaļā esošajās.

Tabula 2.

Gruntsūdenī noteikto parametru vidējās vērtības pētījuma objektos

Obj.	Gruntsūdens aku novietojums	pH	EVS, $\mu\text{S cm}^{-1}$	N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	K ⁺ , mg L ⁻¹	Ca ²⁺ , mg L ⁻¹	Mg ²⁺ , mg L ⁻¹	P _{kop.} , mg L ⁻¹	HCO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	Sārmai nība, mmol/L
Vilkkukalns	Nogāzes lejasdaļa	7.9	251.5	0.63	0.02	0.07	0.65	30.31	7.87	0.04		
	Nogāzes augšdaļa	8.0	275.3	0.84	0.05	0.04	0.59	37.06	7.25	0.07		
Kūdrenis	Nogāzes lejasdaļa	7.1	269.9	3.45	0.34	1.07	0.55	39.04	6.98	0.35	87.80	1.44
	Nogāzes augšdaļa	7.3	200.5	0.64	0.03	0.12	0.39	25.19	6.30	0.04	83.23	1.36
Zvēri	Nogāzes lejasdaļa	7.7	303.7	0.63	0.03	0.04	0.49	38.84	10.12	0.04	219.33	3.59
	Nogāzes augšdaļa	7.8	267.1	0.52	0.02	0.02	0.43	30.89	10.28	0.06	174.35	2.86

Upē un grāvī paraugi ņemti 11 reizes, katru reizi trijās vietās, tātad kopā analizēti 66 paraugi. 3.tabulā parādīti ķīmisko analīžu rezultāti Svirējas upes un grāvja ūdenim objektos Vilkkukalns un Kūdrenis. Redzams, ka visos paraugu ņemšanas datumos pH vērtības upē un grāvī ir visai līdzīgas. Nitrātjonu saturs svārstījies no 0.03 līdz 2.4 mg L⁻¹ upē un no 0.21 līdz 2.26 mg L⁻¹ grāvī, turklāt novērojumu perioda sākumā tas ir bijis augstāks grāvī, bet turpmākajos mēnešos situācija vairākas reizes mainījusies. Savukārt bāzisko katjonu (K⁺, Ca²⁺ un Mg²⁺) saturs upes ūdenī visos paraugu ņemšanas datumos ir bijis ievērojami augstāks nekā grāvī.



Tabula 3.

Upes un grāvja ūdenī noteikto ķīmisko elementu koncentrācija objektos Vilkukalns un Kūdrenis

Datums/ Objekts	Rād.	07.05. 12	15.06. 12	28.06. 12	17.07. 12	02.08. 12	16.08. 12	29.08. 12	19.09. 12	04.10. 12	15.10. 12	05.11. 12
Vilkukalns upe	pH	7.8	7.7	7.7	8.0	8.0	8.1	8.1	8.1	8.1	7.6	7.9
Kūdrenis, grāvis		7.9	8.0	7.6	7.8	7.9	8.2	8.0	8.0	7.9	7.9	7.8
Vilkukalns upe	N- NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	0.03	0.15	0.67	0.40	0.60	1.03	0.56	0.22	0.20	0.88	2.40
Kūdrenis, grāvis		0.32	0.45	0.51	0.21	0.33	0.25	0.86	0.45	0.57	1.32	2.26
Vilkukalns upe	P- PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	0.03	0.04	0.02	0.05	0.04	0.02	0.01	0.01	0.02	0.04	0.03
Kūdrenis, grāvis		0.02	0.03	0.03	0.05	0.03	0.04	0.05	0.01		0.03	0.03
Vilkukalns upe	N- NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	0.03	0.03	0.02	0.02	0.04		0.02	0.05	0.06	0.01	0.03
Kūdrenis, grāvis		0.03	0.01		0.03	0.04	0.01	0.02	0.04	0.04	0.06	0.02
Vilkukalns upe	K ⁺ , mg L ⁻¹	1.38	1.02	1.21	1.30	1.30	1.28	0.92	1.42	1.76	1.95	2.35
Kūdrenis, grāvis		0.35	0.15	0.28	0.38	0.35	0.40	0.35	0.46	0.27	0.26	0.28
Vilkukalns upe	Ca ²⁺ , mg L ⁻¹	44.01	43.20	48.62	59.28	51.75	58.03	55.84	55.90	53.18	44.63	33.70
Kūdrenis, grāvis		32.81	38.99	32.41	34.48	36.02	36.37	33.15	36.13	37.21	37.99	35.03
Vilkukalns upe	Mg ²⁺ , mg L ⁻¹	11.48	12.32	13.48	13.99	11.06	13.75	13.46	13.81	13.50	11.26	9.11
Kūdrenis, grāvis		7.14	8.35	7.78	7.36	7.80	7.85	7.45	7.88	7.53	7.49	6.56
Vilkukalns upe	P _{kop.} , mg L ⁻¹	0.07	0.06	0.07	0.06	0.05	0.07	0.04	0.03	0.03	0.04	0.07
Kūdrenis, grāvis		0.05	0.04	0.06	0.05	0.05	0.05	0.08	0.02	0.03	0.06	0.04

Kūdrenī ūdens paraugi vairākas reizes ņemti arī no blakus esošā avota un divām netālu esošajām akām, gruntsūdens un pazemes spiedes ūdeņu akas. Analizēti 6 avota ūdens paraugi un pa 3 paraugiem no katras akas. Avota ūdenī konstatētās parametru vērtības ir visai līdzīgas grāvja ūdenī konstatētajām (4.tabula).

Tabula 4.

Avota ūdenī noteikto ķīmisko elementu koncentrācija objektā Kūdrenis

Datums	pH	N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	K ⁺ , mg L ⁻¹	Ca ²⁺ , mg L ⁻¹	Mg ²⁺ , mg L ⁻¹	P _{kop.} , mg L ⁻¹
16.08.12	7.9	0.40	0.04		0.42	32.33	7.54	0.10
29.08.12	7.8	0.58	0.04	0.01	0.15	31.35	7.26	0.07
19.09.12	7.8	0.11	0.03	0.04	0.44	32.28	7.72	0.05
04.10.12	8.1	0.47	0.03	0.14	0.32	35.98	7.36	0.03
15.10.12	7.7	1.05	0.05		0.40	37.12	7.23	0.05
05.11.12	8.0	0.62	0.03		0.38	34.55	6.88	0.05

Pazemes spiedes ūdenī konstatētais nitrātjonu saturs bija vairākas reizes mazāks nekā gruntsūdenī konstatētais (5.tabula). Ca^{2+} saturs pazemes ūdeņos un spiedes ūdeņos bija visai līdzīgs, bet K^+ un Mg^{2+} saturs pazemes spiedes ūdenī visos paraugu ņemšanas datumos ievērojami pārsniedza K^+ un Mg^{2+} saturu gruntsūdenī.

Tabula 5.

Netālu no objekta Kūdrenis esošā gruntsūdens akā un pazemes spiedes ūdeņu akā noteikto ķīmisko elementu koncentrācija

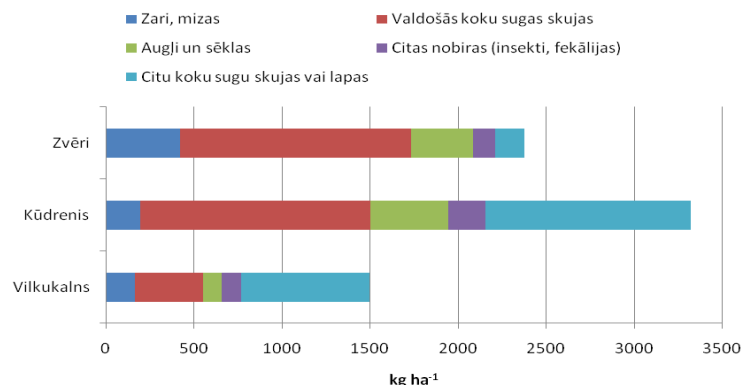
Datums	Aka	pH	N-NO_3^- , mg L^{-1}	N-NH_4^+ , mg L^{-1}	K^+ , mg L^{-1}	Ca^{2+} , mg L^{-1}	Mg^{2+} , mg L^{-1}	$\text{P}_{\text{kop.}}$, mg L^{-1}
04.10.12	Pazemes spiedes ūdens	7.8	0.56	0.02	1.76	24.90	13.77	0.01
	Gruntsūdens	8.1	1.63	0.05	0.06	25.92	2.74	0.04
15.10.12	Pazemes spiedes ūdens	8.2	2.11	0.05	1.75	34.28	17.04	
	Gruntsūdens	6.4	12.36	0.06	0.12	35.54	3.83	0.03
05.11.12	Pazemes spiedes ūdens	7.8	0.82	0.03	1.67	32.23	17.48	
	Gruntsūdens	6.5	4.05		0.06	37.95	4.06	

1.4.2. Nobiras

1.4.2.1. Meža nobiru daudzums

Meža nobiras – koku un krūmu atmirušās daļas, kas augsnes virskārtā veido nedzīvās zemsegas horizontu, - ir viens no būtiskākajiem barības vielu avotiem ekosistēmā. Tomēr šīs barības vielas atbrīvojas un kļūst augiem pieejamas samērā lēni, nobirām sadaloties (Ukonmaanaho 2001, Pajuste 2004). Nobiru sadalīšanās un biogēno elementu aprīte nobirās ir nozīmīgs posms barības vielu piegādē, jo sevišķi barības vielām nabadzīgās skuju koku mežu ekosistēmās, kur nobiru sadalīšanās norisinās ievērojami lēnāk nekā lapu koku mežos (Staaf and Berg 1981, Kavvadias et al. 2001).

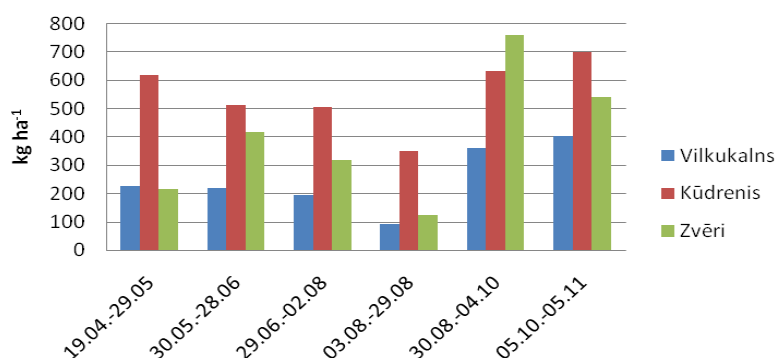
Vislielākais kopējais nobiru apjoms novērojumu periodā ievākts objektā Kūdrenis ($3322.63 \text{ kg ha}^{-1}$), bet vismazākais – objektā Vilkukalns ($1497.52 \text{ kg ha}^{-1}$). Salīdzinot dažādu nobiru frakciju kopējo apjomu novērojumu periodā visos pētījumu objektos, noskaidrots, ka objektos Zvēri un Kūdrenis nozīmīgākā nobiru frakcija ir valdošās koku sugas (priedes) skujas, savukārt objektā Vilkukalns – citu koku sugu lapas un skujas. Arī objektā Kūdrenis ir ievērojams citu koku sugu skuju un lapu īpatsvars kopējā nobiru sastāvā. Zaru un mizu īpatsvars Kūdrenī un Vilkukalnā ir visai līdzīgs, bet objektā Zvēri - gandrīz divas reizes lielāks. Augļu un sēkļu frakcijas īpatsvars ir samērā līdzīgs objektos Zvēri un Kūdrenis, bet objektā Vilkukalns šī frakcija ir vismazākā. Abos pārējos pētījuma objektos pēc īpatsvara vismazākā ir citu nobiru frakcija (18.attēls).



Attēls 17. Kopējais nobiru apjoms pa frakcijām novērojumu periodā pētījuma objektos

Kopējā nobiru daudzuma sezonālās izmaiņas pētījuma objektos parādītas 19.attēlā. Objektā Vilkukalns nobiru daudzums pavasarī un vasaras sākumā ir samērā nemainīgs un svārstās ap 200 kg ha^{-1} mēnesī. Vasaras beigās tas samazinās līdz 100 kg ha^{-1} , bet rudenī atkal ievērojami palielinās, un oktobrī sasniedz 400 kg ha^{-1} . Objektā Zvēri, kur arī valdošā koku suga ir priele, situācija ir atšķirīga: nobiru daudzums no aptuveni 200 kg ha^{-1} pavasarī palielinās līdz vairāk nekā 400 kg ha^{-1} jūnijā, pēc tam, līdzīgi kā iepriekš aprakstītajā objektā, vasaras beigās samazinās līdz 100 kg ha^{-1} un krasi palielinās līdz $750\text{--}540 \text{ kg ha}^{-1}$ septembrī un oktobrī. Mūsu pētījuma objektos ievāktu nobiru apjoms un sezonālās dinamikas tendences ir salīdzināmas ar Integrālā monitoringa parauglaukumu datiem, kaut gan šajos parauglaukumos vērojams būtiskāks nobiru apjoma palielinājums rudens mēnešos (Tērauda 2008). Objektā Kūdrenis nobiru apjoms no vairāk kā 600 kg ha^{-1} pavasarī pakāpeniski samazinās līdz 350 kg ha^{-1} vasaras beigās, un pēc tam atkal palielinās līdz 700 kg ha^{-1} oktobrī (19.attēls).

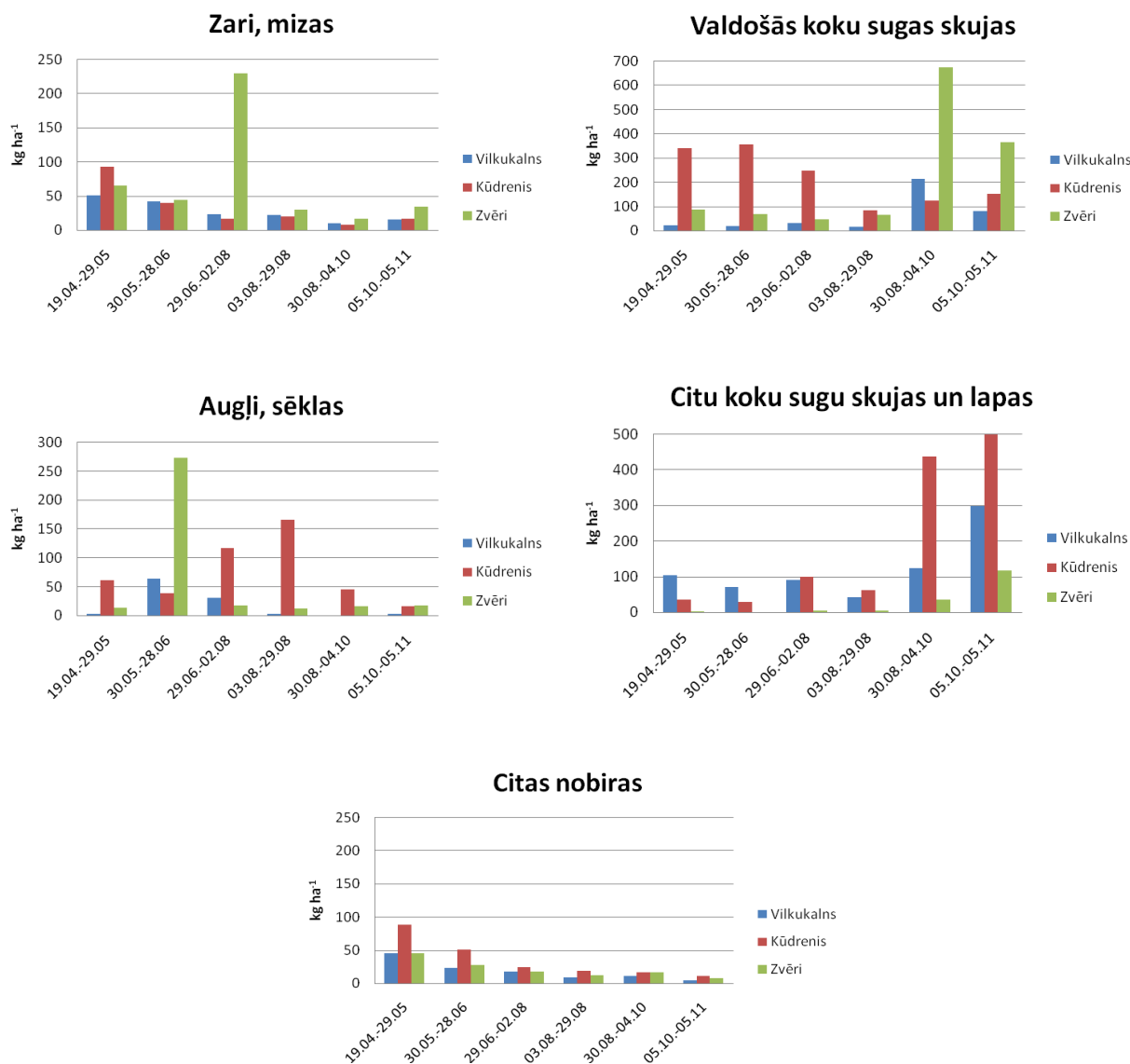
Visas frakcijas kopā



Attēls 18. Kopējā nobiru daudzuma sezonālās izmaiņas pētījuma objektos

Zaru un mizu frakcijas apjoms pētījuma objektos laika periodā no pavasara līdz rudenim pakāpeniski samazinās, bet oktobrī atkal nedaudz palielinās, izņemot jūlija mēnesi objektā Zvēri, kad fiksēts ievērojams šīs frakcijas palielinājums, kas visticamāk ir saistīts ar kādu lokālu notikumu, piemēram, vēja nolauztu zaru nonākšanu uztvērējā. Objektos, kur valdošā suga ir priele (Zvēri, Vilkukalns), rudenī valdošās sugu skuju masas apjoms pēc nelielas samazināšanās vasaras vidū ievērojami palielinās. Kūdrenī savukārt valdošās koku sugas (egles) skuju nobiru frakcijas apjoms diezgan

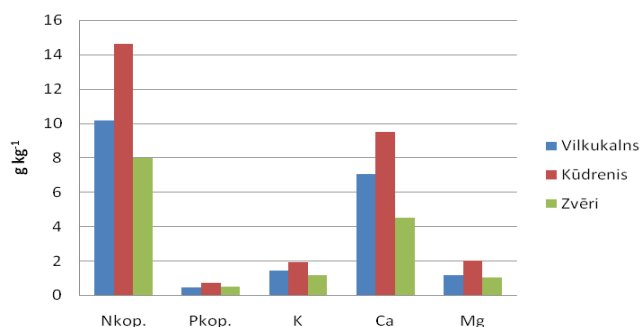
ievērojami samazinās laika periodā no pavasara līdz vasaras beigām, un pēc tam palielinās relatīvi nedaudz. Kūdrēnī rudens periodā vislielākais ir citu koku sugu skuju un lapu apjoms (šajā gadījumā visticamāk bērza lapu apjoms, jo šajā objektā ir ievērojams bērzu piemistrojums). Citu koku sugu skuju un lapu frakcijas apjoms rudenī palielinās visos pētījuma objektos. Vasarā savukārt visos objektos palielinās augļu un sēklu frakcijas apjoms. Citu nobiru īpatsvars visos pētījuma objektos vislielākais ir pavasarī un novērojumu perioda laikā pakāpeniski samazinās (20.attēls).



Attēls 19. Dažādu frakciju nobiru masa pētījuma objektos

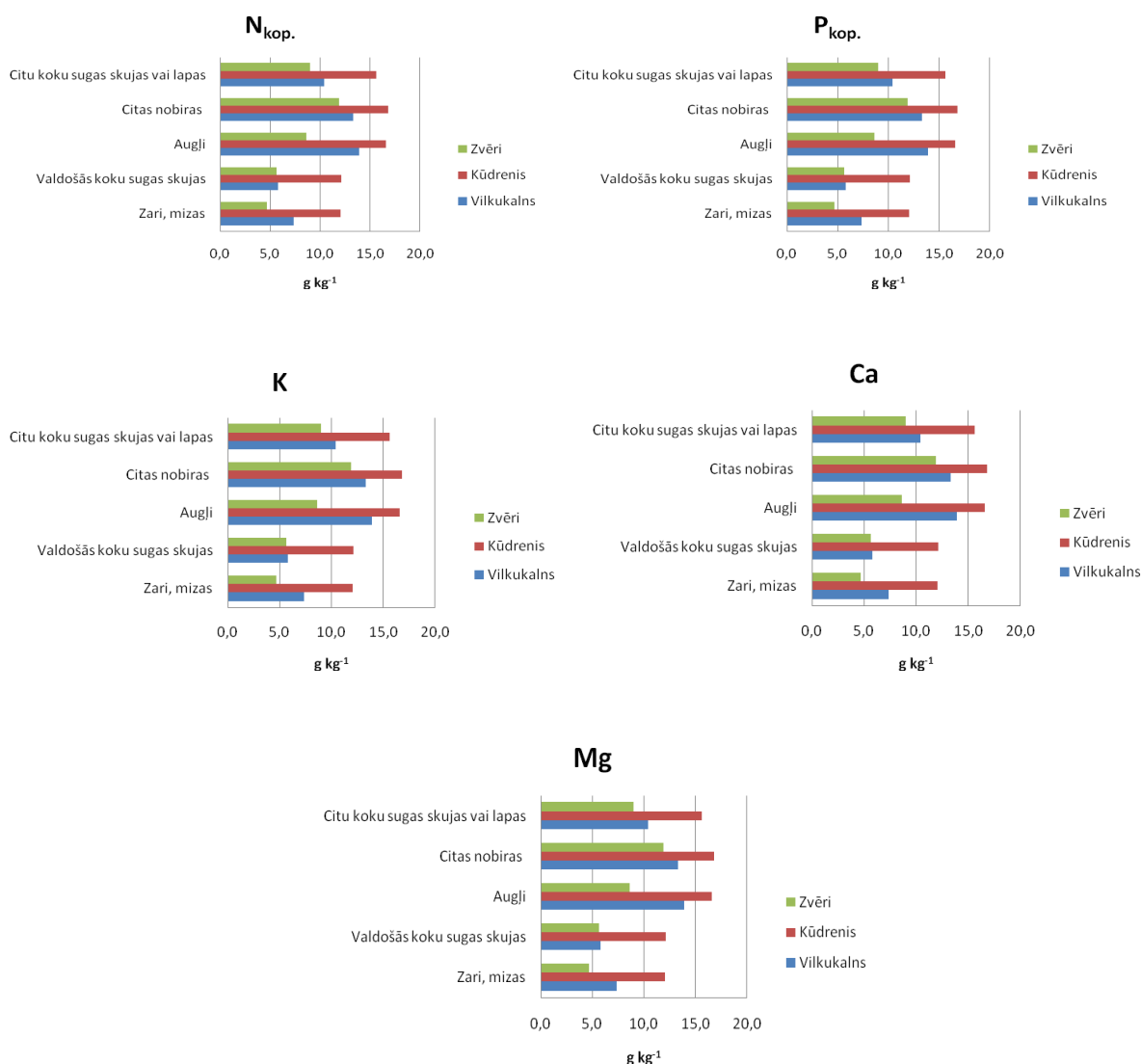
1.4.2.2. Meža nobiru ķīmiskais sastāvs

Meža nobirās tika noteikti sekojoši ķīmiski elementi: kopējais N, kopējais P, kopējais K, kopējais Ca, kopējais Mg. Vidējais kopējā slāpekļa saturs visā novērojumu periodā objektā Kūdrēnis ir 14.6 g kg^{-1} , objektā Vilkukalns – 10.1 g kg^{-1} , un objektā Zvēri – 8.0 g kg^{-1} . Atbilstošās kopējā fosfora koncentrācijas ir 0.7 , 0.5 un 0.5 g kg^{-1} , atbilstošās kālija koncentrācijas – 1.9 , 1.4 un 1.2 g kg^{-1} , atbilstošās kalcija koncentrācijas – 9.5 , 7.0 un 4.5 g kg^{-1} , bet atbilstošās magnija koncentrācijas – 2.0 , 1.2 un 1.0 g kg^{-1} (21.attēls).



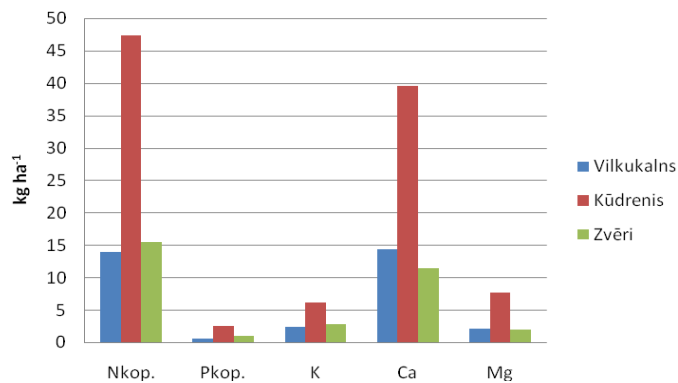
Attēls 20. Novērojumu perioda vidējais biogēno elementu saturs nobirās pētījuma objektos

Visām analizētajām nobiru frakcijām biogēno elementu saturs visaugstākais ir pētījuma objektā Kūdrenis, bet viszemākais - objektā Zvēri. Trīs frakcijas ar augstāko biogēno elementu koncentrāciju ir citu koku sugu skuju vai lapas, augļi un citas nobiras, attiecīgi mazāka ķīmisko elementu koncentrācija ir valdošās koku sugas skuju un zaru un mizu frakcijās. Objektā Kūdrenis ir salīdzinoši vismazākās atšķirības starp biogēno elementu koncentrācijām atsevišķās frakcijās; pētījuma objektos, kur valdošā suga ir priede, novērojama daudz izteiktāka atšķirība (22.attēls).



Attēls 21. Biogēno elementu koncentrācija dažādās meža nobiru frakcijās pētījuma objektos

Vidēji novērojumu periodā (no aprīļa līdz oktobra beigām) ar nobirām uz augsnes pētījumu objektos nonāk 14 līdz 47.3 kg ha⁻¹ slāpekļa, 0.6 līdz 2.5 kg ha⁻¹ fosfora, 2.3 līdz 6.2 kg ha⁻¹ kālija, 11.4 līdz 39.5 kg ha⁻¹ kalcija un 2.0 līdz 7.6 kg ha⁻¹ magnija (23.attēls). Salīdzinājumam – meža veselības monitoringa II līmeņa parauglaukumā ar nobirām uz augsnes nonāca 30 kg ha⁻¹ N, 2 kg ha⁻¹ P un 4.6 kg ha⁻¹ K, rēķinot vidējo gada apjomu no 2009.un 2010.gada datiem (Lazdiņš 2011).



Attēls 22. Ar nobirām ekosistēmā nonākošais biogēno elementu apjoms novērojumu periodā

1.4.3. Augsne

Augsnes ķīmisko analīžu rezultāti pētījumu objektos apkopoti 6.tabulā. Augsnes vidējais blīvums O horizontā svārstās robežās no 86 kg/m³ objektā Vilkskalns līdz 197 kg/m³ objektā Zvēri, pie tam objektos Zvēri un Kūdrenis tas ir lielāks nogāzes lejasdaļā, bet objektā Vilkskalns – pretēji. Augsnes vidējais blīvums dziļumā 0-40 cm svārstās no 574.2 kg/m³ objektā Kūdrenis līdz 1572.2 kg/m³ objektā Zvēri. Augsnes vidējais blīvums dziļumā 40-80 cm savukārt variē no 844.1 kg/m³ objektā Kūdrenis līdz 1634.8 kg/m³ objektā Vilkskalns.

Augsnes pH O horizontā pētījumu objektos svārstās no 2.9 līdz 4.7, bet dziļākajos augsnes slāņos – no 3.8 līdz 5.5. Lielākais kopējais slāpekļa daudzums augsnē konstatēts objektā Kūdrenis, kur tas visos slāņos ievērojami pārsniedz kopējo slāpekļa daudzumu pārējos divos pētījumu objektos. Kopējais oglekļa daudzums O horizontā Kūdrenī un Vilkskalnā ir visai līdzīgs, tomēr augsnes dziļākajos slāņos Kūdrenī oglekļa uzkrājums ir ievērojami lielāks nekā pārējos pētījuma objektos. Ļoti līdzīga situācija novērojama saistībā ar kopējo sēra apjomu. Organiskā viela dziļākos augsnes slāņos ir vairāk sadalījusies, tādēļ vispārīgā gadījumā C:N attiecība augsnes dziļākajos slāņos samazinās (Oades 1988). Šī likumsakarība ir novērojama arī šajā gadījumā, izņemot objektu Vilkskalns, kur 0-40 cm dziļumā C:N attiecība ir lielāka nekā O horizontā. Atbilstoši literatūras datiem, platībām, kur C:N attiecība O horizontā ir ≤23, raksturīga pastiprināta slāpekļa akumulācija, un rezultātā iespējama tā izskalošanās no ekosistēmas (Gundersen et al. 2006). Mūsu pētījuma objektos tik zema C:N attiecība O horizontā netika konstatēta.

Augsnes piesātinājums ar bāzēm ir cieši saistīts ar augsnes reakciju (Nikodemus u.c. 2008). Šis rādītājs vidēji viszemākais ir Vilkskalnā, bet visaugstākais – Kūdrenī. Kūdrenī visos augsnes horizontos konstatēts augsts apmaiņas Ca un Mg daudzums – attiecīgi no 1816.9 mg kg⁻¹ 40-80 cm dziļumā līdz pat 5065 mg kg⁻¹ O horizontā un no 142 mg kg⁻¹ 48-80 cm dziļumā līdz 2511.6 mg kg⁻¹ O horizontā. Abos pārējos pētījuma objektos šo element saturs ir ievērojami mazāks. Savukārt apmaiņas K daudzums visos objektos O horizontā svārstās no 242.9 mg kg⁻¹ līdz 827.7 mg kg⁻¹, bet dziļākajos augsnes slāņos tas ir neliels – tikai 1.9 mg kg⁻¹ līdz 8.6 mg kg⁻¹.

Tabula 6.

Augsnes paraugu ķīmisko analīžu rezultāti pētījumu objektos

Objekts	Paraugaņemšanas dziļums	Augsnes blīvums, kg/m ³	Augsnes pH CaCl ₂	Nkop., g/kg	CaCO ₃ , g/kg	Clarb., g/kg	Corg., g/kg	Ckop., g/kg	C/N	Skop., mg/kg	Apm.bāzu kapacitāte, cmol/kg	Piesātinājums ar bāzēm, %	Apm.bāzes, cmol/kg	Abs. bāzu summa, mgekv/100g	Hidroliiskais skābums, mgekv/100g	Kop. apm. sk., cmol/kg	Brīvais H+ cmol/kg	Apm. as Ca, mg/kg	Apm. as Mg, mg/kg	Apm. as K, mg/kg	Apm. as Na, mg/kg	Apm. as Fe, mg/kg	Apm. as Mn, mg/kg
Vilkulains - nogāzes augšdaļa	O horiz	86.0	2.9	15.0	0.0	0.0	553.9	553.9	37.0	2055.5	166.1	18.1	30.6	30.6	135.4	10.8	6.6	2747.1	603.5	533.0	92.2	63.7	191.7
	0-40	1485.9	4.2	0.2	0.0	0.0	5.8	5.8	26.0	27.3	4.5	3.9	0.2	0.2	4.3	1.2	0.3	105.0	19.4	4.9	7.8	16.3	7.2
	40-80	1634.8	4.7	0.1	0.0	0.0	1.9	1.9	19.3	26.6	1.7	14.5	0.2	0.2	1.5	0.4	0.2	57.6	9.3	1.9	4.3	6.3	2.6
Vilkulains - nogāzes lejasdaļa	O horiz	104.8	3.1	16.1	0.0	0.0	537.0	537.0	33.3	2038.9	156.8	20.6	33.4	33.4	123.4	8.3	5.8	4098.6	661.4	502.2	60.8	55.6	65.0
	0-40	1396.3	3.8	0.2	0.0	0.0	9.7	9.7	43.7	21.5	6.0	2.9	0.2	0.2	5.8	2.1	0.3	136.5	21.1	5.6	9.3	23.6	2.0
	40-80	1557.5	4.5	0.2	0.0	0.0	5.8	5.8	29.7	28.9	3.6	5.8	0.2	0.2	3.4	0.8	0.2	92.5	11.5	3.9	3.5	10.3	3.6
Zvēri - nogāzes augšdaļa	O horiz	197.6	2.9	12.4	0.0	0.0	464.3	464.3	37.3	1693.8	114.2	18.0	19.7	19.7	94.5	9.5	5.7	2900.9	353.7	315.1	37.4	70.1	101.3
	0-40	1486.1	4.4	0.3	0.0	0.0	7.7	7.7	23.3	46.0	3.1	6.4	0.2	0.2	3.0	0.7	0.2	86.9	15.0	2.2	4.4	14.5	5.3
	40-80	1583.9	5.0	0.1	2.0	0.3	2.2	2.4	15.7	25.3	1.6	30.3	0.6	0.6	1.1	0.4	0.1	83.7	15.0	4.2	4.8	6.2	3.2
Zvēri - nogāzes lejasdaļa	O horiz	143.8	3.0	10.1	0.0	0.0	379.8	379.8	37.7	1261.5	113.4	28.9	37.1	37.1	76.4	8.1	4.8	2607.7	293.3	242.9	28.8	56.6	94.6
	0-40	1572.2	4.4	0.3	0.0	0.0	6.6	6.6	25.7	22.7	3.2	7.6	0.2	0.2	2.9	0.6	0.3	83.5	15.0	1.5	4.6	15.6	5.2
	40-80	1532.0	5.6	0.1	0.0	0.0	3.4	3.4	26.7	52.2	17.5	85.5	16.9	16.9	0.6	0.1	0.1	176.5	17.6	2.2	4.7	6.2	1.8
Kūdrenis - nogāzes augšdaļa	O horiz	112.1	4.7	22.5	0.0	0.0	557.3	557.3	24.5	2151.1	145.9	62.3	91.0	91.0	54.9	5.2	3.1	5065.0	2511.6	681.6	50.2	27.3	400.1
	0-40	801.5	5.0	4.9	0.0	0.0	104.1	104.1	23.0	488.0	45.6	59.0	34.0	34.0	11.6	0.7	0.1	2547.2	344.7	7.3	13.0	19.5	6.7
	40-80	1127.3	5.5	2.3	14.1	1.7	40.4	42.1	19.5	312.7	26.3	70.1	22.9	22.9	3.4	0.7	0.4	1816.9	204.9	7.6	14.5	24.1	4.6
Kūdrenis - nogāzes lejasdaļa	O horiz	130.0	4.7	21.4	0.0	0.0	551.5	551.5	26.0	2002.5	162.0	64.1	103.8	103.8	58.2	3.2	2.9	4896.0	1169.8	827.7	42.8	24.4	607.3
	0-40	574.2	4.5	7.0	0.0	0.0	105.6	105.6	14.5	538.9	50.7	53.5	29.6	29.6	21.1	1.3	0.4	2639.0	234.9	8.6	17.6	18.5	13.6
	40-80	844.1	5.3	2.6	0.0	0.0	54.1	54.1	19.5	347.7	26.6	80.0	20.8	20.8	5.8	0.9	0.6	2135.0	142.0	4.8	15.0	21.1	5.0

1.4.4. Zemsedzes augi un sūnas

Kopā objektos konstatētas 65 lakstaugu un 23 sūnu sugas. Objektā Kūdrenis vienā uzskaites laukumīnā uzskaitītas 1 līdz 23 lakstaugu un no 4-8 sūnu sugas. Objektā Vilkukalns vienā uzskaites laukumīnā konstatētas 2 līdz 19 lakstaugu un 3 līdz 11 sūnu sugas, savukārt objektā Zvēri – attiecīgi 3 līdz 6 lakstaugu sugas un 2 līdz 5 sūnu sugas. (7., 8. tabula)

Tabula 7.

Pētījuma objektos konstatētie lakstaugi (Z - Zvēri, V - Vilkukalns, K -Kūdrenis; 1-6 - uzskaites laukumiņa numurs, "a" norāda, ka uzskaites laukumīnā atrodas nogāzes lejasdaļā)

Suga	Z1 a	Z 2	Z 3	Z4 a	Z5 a	Z 6	V1 a	V 2	V 3	V4 a	V5 a	V 6	K1 a	K 2	K 3	K4 a	K5 a	K 6
Aegopodium podagraria L.											x		x	x	x			
Agrostis stolonifera L.											x					x	x	
Angelica archangelica L.											x							
Angelica sylvestris L.															x			
Anthoxanthum odoratum L.																	x	
Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm.																x		
Athyrium filix-femina (L.) Roth.													x	x			x	
Calamagrostis arundinacea (L.) Roth													x	x		x		
Calluna vulgaris (L.) Hull	x	x		x														
Caltha palustris L.											x							
Cardamine pratensis L.											x							
Carex digitata L.							x			x						x		
Carex hirta L.																	x	
Carex sp.	x										x							
Circaea alpina L.															x			
Cirsium oleraceum (L.) Scop.															x			
Convallaria majalis L.													x					
Crepis paludosa (L.) Moench											x							
Dryopteris carthusiana (Vill.) H.P.Fuchs													x	x		x	x	
Equisetum pratense Ehrh.							x				x				x			
Equisetum sylvaticum L.													x	x	x			
Festuca ovina L.	x	x																
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.											x							
Frangula alnus Mill.						x										x		
Galeobdolon luteum Huds.							x			x			x	x	x	x	x	
Galeopsis tetrahit L.													x					
Galium mollugo L.																	x	
Geum rivale L.											x				x		x	
Glechoma hederacea L.															x			
Goodyera repens (L.) R.Br.							x					x						
Gymnocarpium dryopteris (L.) Newman																x	x	
Hepatica nobilis Mill.													x	x				
Huperzia selago (L.) Bernh. ex																	x	

Suga Schränk et Mart.	Z1 a	Z 2	Z 3	Z4 a	Z5 a	Z 6	V1 a	V 2	V 3	V4 a	V5 a	V 6	K1 a	K 2	K 3	K4 a	K5 a	K 6
Impatiens parviflora DC.											x							
Lathyrus vernus (L.) Bernh													x	x				
Luzula pilosa (L.) Willd.							x			x	x						x	
Lysimachia vulgaris L.																x		
Maianthemum bifolium (L.) F.W. Schmidt							x			x	x		x			x	x	
Melampyrum pratense L.	x	x	x	x	x	x		x	x			x						
Mentha arvensis L.																	x	
Mercurialis perennis L.													x	x	x	x	x	
Milium effusum L.														x				
Molinia caerulea (L.) Moench.																	x	
Mycelis muralis (L.) Dumort													x	x		x		
Myosoton aquaticum (L.) Moench													x	x	x	x	x	
Oxalis acetosella L.							x			x	x		x	x	x	x	x	x
Paris quadrifolia L.											x		x	x				
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.											x				x			
Picea abies (L.) Karst.																	x	
Pinus sylvestris L.		x		x														
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn		x																
Rubus caesius L.											x							
Rubus idaeus L.													x	x		x		
Rubus saxatilis L.													x	x			x	
Scirpus sylvaticus L.											x							
Sorbus aucuparia L.							x						x					
Stellaria media (L.) Vill.														x	x	x		
Trientalis europaea L.														x				
Urtica dioica L.														x	x	x		
Vaccinium myrtillus L.			x	x	x	x		x	x	x		x		x				
Vaccinium vitis-idaea L.	x	x	x	x	x		x		x			x					x	
Veronica chamaedrys L.																	x	
Veronica officinalis L.																	x	
Viola riviniana Rchb.											x				x	x	x	

Pētījuma objektos konstatētās sūnas (Z - Zvēri, V - Vilkukalns, K - Kūdrenis; 1-6 - uzskaites laukumiņa numurs, "a" norāda, ka uzskaites laukumīņš atrodas nogāzes lejasdaļā)

Suga	Z1 a	Z 2	Z 3	Z4 a	Z5 a	Z 6	V1 a	V 2	V 3	V4 a	V5 a	V 6	K1 a	K 2	K 3	K4 a	K5 a	K 6
Aulacomnium palustre (Hedw.) Schwägr.					x						x							
Brachythecium curtum (Lindb.) Limpr.											x		x	x		x	x	x
Brachythecium rutabulum (Hedw.) Schimp.											x							
Cirriphyllum piliferum (Hedw.) Grout														x	x			
Dicranum montanum Hedw.													x					
Dicranum polysetum Sw.ex anon.							x									x	x	
Dicranum scoparium Hedw.													x					
Dicranum undulatum Schrad. Ex Brid.	x	x	x	x	x	x			x	x		x						
Eurhynchium angustirete (Broth.) T.Kop.							x			x								
Hylocomium splendens (Hedw.) Schimp.		x			x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
Plagiochila asplenioides (L.emend.Taylor)										x	x							
Plagiomnium affine (Blandow ex Funck) T.J.Kop.							x			x	x		x	x	x	x	x	
Plagiomnium undulatum (Hedw.) T.J.Kop.													x		x	x		
Pleurozium schreberi (Wild.ex Brid.) Mitt.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x
Ptilidium pulcherrimum (Weber) Vain													x					
Ptilium crista-castrensis (Hedw.) De Not.		x			x	x	x		x			x						
Rhodobrium roseum (Hedw.) Limpr.										x	x		x	x	x	x	x	
Rhytidiadelphus squarrosus (Hedw.) Warnst.															x		x	
Rhytidiadelphus triquetrus (Hedw.) Warnst.														x			x	
Sphagnum centrale C.E.O.Jensen											x							
Sphagnum girgensohnii Russow								x	x		x							
Sphagnum russowii Warnst											x							
Tetraphis pellucida Hedw.																		x

Šenona-Vīnera daudzveidības indeksa vērtības lakstaugiem objektā Zvēri pa uzskaites laukumiņiem svārstās no 0.21 līdz 1.61; rēķinot vidēji visam objektam, tā ir 1.63. Šajā pašā objektā daudzveidības indeksa vērtība sūnām svārstās no 0.08 līdz 1.14, rēķinot visai platībai, tā ir 1.06. Objektā Vilkukalns Šenona-Vīnera indeksa vērtības lakstaugiem uzskaites laukumiņos svārstās no 0.20 līdz 2.43 (vidēji visai platībai 2.20), bet sūnām – no 0.68 līdz 1.79 (visai platībai 1.59). Objektā Kūdrenis Šenona-Vīnera indeksa vērtības lakstaugiem uzskaites laukumiņos svārstās no 0.00 (sastopama tikai viena suga) līdz 2.77, sūnām – no 0.80 līdz 0.65; indeksa vērtības visai platībai kopumā ir attiecīgi 2.80 un 1.69 lakstaugiem un sūnām (9.tabula). Atbilstoši iegūtajiem rezultātiem, lielākā lakstaugu un sūnu sugu daudzveidība ir objektā Kūdrenis, bet mazākā – objektā Zvēri.

Šenona-Vīnera daudzveidības indekss lakstaugiem un sūnām uzskaites laukumīņos un pētījuma objektos kopā

Uzskaites laukumīņš	Vilkukalns		Kūdrēnis		Zvēri	
	Lakstaugi	Sūnas	Lakstaugi	Sūnas	Lakstaugi	Sūnas
1	1,51	1,00	2,22	1,23	1,19	0,29
2	0,20	0,68	2,21	1,13	1,61	0,30
3	0,79	0,94	2,04	0,83	0,95	0,32
4	1,25	0,90	2,12	1,35	1,15	0,08
5	2,43	1,79	2,77	1,65	0,83	1,14
6	0,82	1,01	0,00	0,80	0,21	1,03
Platība kopumā	2,20	1,59	2,80	1,69	1,64	1,06

Salīdzinot veģetācijas daudzveidību nogāzes augšdaļā un lejasdaļā, lielākās atšķirības konstatētas objektā Vilkukalns, kur nogāzes lejasdaļā gan lakstaugu, gan sūnu sugu dažādība ir ievērojami lielāka nekā nogāzes augšdaļā. Līdzīga likumsakarība novērojama arī objektā Kūdrēnis. Vismazākā sugu daudzveidības atšķirība starp nogāzes augšdaļu un lejasdaļu konstatēta objektā Zvēri (10.tabula).

Tabula 10

Šenona-Vīnera daudzveidības indekss lakstaugiem un sūnām nogāzes augšdaļā un nogāzes lejasdaļā

Novietojums	Vilkukalns		Kūdrēnis		Zvēri	
	Lakstaugi	Sūnas	Lakstaugi	Sūnas	Lakstaugi	Sūnas
Nogāzes augšdaļa	0,75	1,03	2,29	1,26	1,63	0,98
Nogāzes lejasdaļa	2,24	1,65	2,81	1,76	1,51	1,10

Katram uzskaites laukumīņam tika aprēķināta gaismas, temperatūras, kontinentalitātes, mitruma, reakcijas un slāpekļa indikatorvērtības atbilstoši Ellenberga (1991) un Dilla (2001) skalām. Salīdzinot Ellenberga skalas indikatorvērtības, noskaidrots, ka gaismas apstākļi objektā Zvēri ir vairāk piemēroti saulmīļu sugām nekā pārējos objektos, visai līdzīgi nogāzes augšdaļā un lejasdaļā.

Objektā Vilkukalns nogāzes augšdaļā ir labāki gaismas apstākļi nekā nogāzes apakšdaļā, objektā Kūdrēnis – pretēji. Temperatūras apstākļi visos objektos ir līdzīgi, toties kontinentalitātes rādītājs Kūdrēnī ir nedaudz zemāks nekā pārējos objektos, tātad tuvāks okeāniskiem apstākļiem. Mitruma indikatorvērtības visaugstākās ir Kūdrēnī, pietam visai līdzīgas nogāzes augšdaļā un lejasdaļā. Savukārt Vilkukalnā mitruma vērtība nogāzes lejasdaļā pie upes ir augstāka nekā nogāzes augšdaļā.

N indikatorvērtība uzskatāmi parāda aplūkoto augteņu nodrošinājumu ar barības vielām – auglīgākos tipos tā ir augstāka. Interesanti ir rezultāti attiecībā uz reakcijas indikatorvērtību – Kūdrēnī augtenes ir bāziskākas nekā pārējos objektos. Hipotētiski to var izskaidrot ar pastiprinātu pazemes spiedes ūdeņu pieplūdi, kuros ir augsts bāzisko jonu saturs (11.tabula).

Indikatorvērtības pētījuma objektu nogāzes augšdaļā un lejasdaļā atbilstoši zemsedzes augu uzskaitēi

Objekts	Novietojums	Gaismas indikator- vērtība	Tempera- tūras indikator- vērtība	Kontinen- talitātes indikator- vērtība	Mitruma indikator- vērtība	Reakcijas indikator- vērtība	Slāpekļa indikator- vērtība
Zvēri	Nogāzes augšdaļa	5.6	5.0	4.2	4.8	2.3	2.0
	Nogāzes lejasdaļa	5.9	5.0	4.2	4.3	1.9	1.8
Vilkukalns	Nogāzes augšdaļa	5.1	5.0	4.8	4.6	2.1	2.7
	Nogāzes lejasdaļa	3.1	4.8	3.9	5.3	4.0	4.5
Kūdrenis	Nogāzes augšdaļa	2.6	5.0	3.2	5.8	5.8	6.3
	Nogāzes lejasdaļa	4.0	5.0	3.4	5.8	5.6	5.8

Salīdzinot Dilla skalas indikatorvērtības, redzams, ka visos objektos tās nogāzes augšdaļā un lejasdaļā ir visai līdzīgas; līdzīga situācija atklājas, salīdzinot kontinentalitātes un mitruma indikatorvērtības. Pētījuma objektā Kūdrenis sastopamās sūnu sugas uzrāda ēnmiļiem piemērotākus apstākļus nekā objektos Vilkukalns un Zvēri augošās. Objektā Kūdrenis ir arī labāki mitruma apstākļi, kā arī bāziskāka augtene, sevišķi nogāzes lejasdaļā (12.tabula).

Tabula 12.
Indikatorvērtības pētījuma objektu nogāzes augšdaļā un lejasdaļā atbilstoši sūnu uzskaites rezultātiem

Objekts	Novietojums	Gaismas indikator- vērtība	Temperatūras indikator- vērtība	Kontinentali- tātes indikatorvērtība	Mitruma indikator- vērtība	Reakcijas indikator- vērtība
Zvēri	Nogāzes augšdaļa	6.0	2.9	6.0	4.2	2.6
	Nogāzes lejasdaļa	5.9	2.8	6.0	4.3	2.6
Vilkukalns	Nogāzes augšdaļa	5.6	2.8	6.0	4.5	3.9
	Nogāzes lejasdaļa	5.5	3.3	5.8	4.6	3.5
Kūdrenis	Nogāzes augšdaļa	4.7	3.7	5.8	5.2	4.5
	Nogāzes lejasdaļa	4.8	3.5	5.7	5.3	5.3

Literatūra

1. Aizsargjoslu likums: LR likums. Spēkā ar 11.03.1997. Latvijas Vēstnesis, Nr.56/57 (771/772), 1997, 25.febr.
2. Alexander R.B., Smith R.A., Schwarz G.E. 2000. Effect of steram channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. Nature 403: 758-761
3. Düll R. 2001. Zeigerwerte von Laub- und Lebermoosen. In: Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W.: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18: 175-220, 3. Aufl., Göttingen.
4. Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. &Paulissen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobot. 18: 1-248.

5. González-Arias A., Amezcaga I., Echeandia A., Domingo M., Onaindia M. 1998. Effects of pollution on the nutrient return via litterfall for *Pinus radiata* plantations in the Basque country. *Plant Ecology*, 139, 247-258 p.
6. Gundersen P., B. Berg, W. S., Currie, N.B. Dise, B.A. Emmett, V. Gauci, M. Holmberg, O.J. Kjønaas, J. Mol-Dijkstra, C. van der Salm, I.K. Schmidt, A. Tietema, W.W. Wessel, L.S. Vestgarden, C. Akselsson, W. De Vries, M. Forsius, H. Kros, E. Matzner, F. Moldan, K. J. Nadelhoffer, L.-O. Nilsson, G.J. Reinds, U. Rosengren, A.O. Stuanes and R.F. Wright. 2006. Carbon-Nitrogen Interactions in Forest Ecosystems. Final Report. Forest & Landscape Working Papers no. 17-2006, 62 p.
7. Gundersen P., Laurén A., Finér L., Ring E., Koivusalo H., Sætersdal M., Weslien J.-O., Sigurdsson B.D., Högbom L., Laine J., Hansen K. 2010. Environmental services provided from riparian forests in the Nordic countries. *AMBIO* 39, 555-566 p.
8. Howarth R.W., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse E., Freney J., Kudejarov V., Murdoch I.P., Zhao-Liang Z. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N&P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry* 35:75-139
9. Huntington T.G., Ryan D.F. 1990. Whole-tree harvesting effects on soil nitrogen and carbon. *Forest Ecology and Management* 31: 193-204
10. ICP Forests Manual. 2010. Tiešsaistē: <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>
11. Kavvadias V.A., Alifragis D., Tsiotsis A., Brofas G., Stamatelos G. 2001. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management*, 144, 113-127
12. Kļaviņš A. (2012) Sugu enciklopēdija „Latvijas daba” (tiešsaistē); <http://www.latvijasdaba.lv/>, 30.11.2012.
13. Lazdiņš A. 2011. Pārskats par Meža attīstības fonda pasūtīto pētījumu “Eiropas meža monitoring sistēmas attīstības projekta Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System” ieviešana valsts starptautisko saistību izpildes nodrošināšanai. LVMI “Silava”, 59.lpp.
14. Lundin L. 1999. Effects on hydrology and surface water chemistry of regeneration cuttings in peatland forests. *International Peat Journal* 9: 118-126
15. Lundin L. 2000. Water environment care at peatland forestry practices. In: Rochefort L., Daigle J.-Y. (Eds.). *Sustaining our peatlands. Proceedings of the 11th International Peat Congress, Quebec city, Canada, August 6-12, 2000. Volume II*, p.952-961
16. Mann L.K., Johnson D.W., West D.C., Cole D.W., Hornbeck J.W., Martin C.W., Riekerk H., Smith C.T., Swank W.T., Tritton L.M., van Lear D.H. 1988. Effects of whole-tree and stem-only clear-cutting on post-harvest hydrologic losses, nutrient capital and regrowth. *Forest Science* 34: 412-428
17. Mroz G.D., Jurgensen M.F., Frederick D.J. 1985. Soil nutrient changes following whole-tree harvesting on three northern hardwood sites. *Soil Science Society of America Journal* 49: 1552-1557
18. Neary D.G., Ice G.G., Jackson C.R. 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management* 258: 2269-2281
19. Nieminen M. 2004. Export of dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. *Silva Fennica* 38: 123-132

20. Nikodemus O., Kārklīņš A., Kļaviņš M., Melecis V. 2008. Augsnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 256 lpp.
21. Oades J.M. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5:35-70
22. Olsson B.A., Bengtsson J., Lundkvist H. 1996a. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management* 84(1-3): 135-147
23. Olsson B.A., Staaf K., Lundkvist H., Bengtsson J., Rosén K. 1996b. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82(1-3): 19-32
24. Pajuste K. 2004. Deposition and transformation of air pollutants in coniferous forests [dissertation]. University of Tartu, Estonia, 9-43 p.
25. Rosén K. 1984. Effect of clear-felling on runoff in two small watersheds in Central Sweden. *Forest Ecology and Management* 9(4): 267-281
26. Staaf H. and Berg B. 1981. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest II. *Canadian Journal of Botany*, 60, 1561-1568 p.
27. Straziņa L., Liepiņa L., Mežaka A., Madžule L. 2011. Sūnu ceļvedis dabas pētniekiem. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 127 lpp.
28. Tērauda E. 2008. Ķīmisko vielu plūsmas Latvijas priežu mežu ekosistēmās. Promocijas darbs. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 123 lpp.
29. Tiedeman A.R., Quinley T.M., Anderson T.D. 1988. Effects of timber harvest on stream chemistry and dissolved nutrient losses in northeast Oregon. *Forest Science* 34: 344-358
30. Ukonmaanaho L. 2001. Canopy and soil interaction with deposition in remote boreal forest ecosystems: a long-term integrated monitoring approach [dissertation]. Helsinki: University of Helsinki, 8-54 p.
31. Ulrich B.B.P., Harris W.F., Khanna P.K., Mayer R. 1981. Soil processes. In: Reichle D.E. (Eds.), *Dynamic properties of forest ecosystems*. Cambridge University Press, Inter.Biol.Programme, 23, 265-339 p.
32. Zālītis P. 2006. Mežkopības priekšnosacījumi, Rīga: izdevniecība „et cetera”, 217 lpp.

2. Meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējums ūdens kvalitātes kontekstā

(T.Zālītis)

2.1. Ievads

Līdz pat 21.gadsimta sākumam Latvijā bija pieņemts uzskatīt, ka viens no galvenajiem mežu meliorācijas ietekmētajiem ekosistēmas elementiem ir kokaudze, un, uzlabojoties augsnes aerācijai un barības vielu pieejamībai, palielinās vai vismaz nepasliktinās mežaudzes ražība. Tam, ka meliorācijai vai grāvju atjaunošanai varētu būt kāda ietekme arī uz citām ekosistēmām, piemēram, upi, kurā meliorācijas sistēma ietek, tika pievērsta uzmanība tikai salīdzinoši nesen. Viens no iemesliem tam bija pastiprinātā upju eitrofikācija jeb aizaugšana, kas ir kļuvusi par problēmu tieši pēdējos gados. Skaidrs, ka eitrofikāciju izraisa gan lauksaimniecības aktivitātes, gan mežsaimnieciskā darbība, bet kāds tieši ir mežsaimniecības pienesums biogēno vielu apritē un barības vielu iznesē, izrādījās, nav īsti zināms. Ir veikti pētījumi par biogēno elementu apriti upju ūdeņos un dažādās mežaudzēs to krastos (Indriksons, 2009). Pētījumā akcentēta aizsargjoslu nozīmība upju ūdens attīrīšanā, kā arī tas, ka biogēno vielu apriti ietekmē ļoti daudzu faktoru mijiedarbība. Līdz ar to uzskatāms, ka pētījums par meliorācijas sistēmu renovācijas ietekmi uz dabiskajām ūdenstecēm sistēmu lejtecēs ir nepieciešams un aktuāls.

Līdz šim pētījumi par barības vielu iznesi no meliorētām platībām galvenokārt veikti Somijā; tie pārsvarā aizsākti 1990.gadu vidū. Piemēram, laika periodā no 1995. līdz 2001.gadam somu zinātnieki veikuši pētījumus par ūdensteču aizsargjoslu un sedimentācijas dīķu ietekmi uz suspendēto daļiņu izskalošanos no nosusinātām kūdras augsnēm. To laikā veikta meliorācijas sistēmu kūdras augsnēs renovācija. Somijā ieteiktais aizsargjoslu platums gar ūdenstilpēm privātajos mežos ir 3-5 metri, valsts mežos – 10-20 metri, pie grāvjiem 3-5 metri, strautiem 10-15 metri, bet upēm – 30-50 metri. Pētījumā secināts, ka platākas aizsargjoslas (virs 1% no ietekmētās ūdensteces platības) būtiski vairāk aiztur suspendēto daļiņu nonākšanu ūdenstecēs (izskaloto daļiņu apjoms samazinās par 70%, salīdzinot ar kontroli) nekā vidēja izmēra aizsargjoslas, kuras aiztur tikai apmēram 40-50% suspendēto daļiņu no caurplūstošajiem ūdeņiem. Pētījums veikts, ilgstoši analizējot gan aizsargjoslā ieplūstošos, gan izplūstošos ūdeņus, novērtējot to ķīmiskās un fizikālās īpašības (Nieminen et al. 2005). Pastarpināti pētnieki norāda, ka iepriekš ir tikusi pētīta arī suspendēto daļiņu izskalošanās no minerālaugsnēm, ko galvenokārt izraisījuši stipri nokrišņi kailciršu platībās. Šajā gadījumā daļiņas netiek izskalotas no augsnes dziļākajiem slāņiem, bet gan no pašas virskārtas, kur atrodas ciršanas atliekas dažādās sadalīšanās stadijās (Joensuu et al. 1999, Nieminen et al. 2010).

Secināts arī, ka aizsargjoslas aizturēto suspendēto daļiņu daudzumam ir cieša pozitīva korelācija ar aizsargjoslā ieplūstošajā ūdenī esošo suspendēto daļiņu daudzumu. Autori norāda, ka aizsargjoslā ierīkotos filtrācijas laukus būtu iespējams izmantot meliorācijas sistēmās nonākušo suspendēto daļiņu uzkrāšanai sedimentācijas baseinu vietā, bet tas var veicināt buferzonas augsnes slāņa pastiprinātu piesārņošanu ar suspendētajām daļiņām (Linjeniem et al. 2003).

Pēc grāvju renovācijas kūdras augsnēs suspendēto daļiņu apjoms pieaug līdz 100-200 mg L⁻¹, pēc dažām nedēļām to daudzums sarūk līdz 8-70 mg L⁻¹. Principā paaugstināts suspendēto daļiņu saturs ir paaugstināts pat 10 gadus pēc grāvju rakšanas. P no kūdras augsnes var izskaloties pat 20 gadus pēc

aktivitātes, sevišķi, ja rokot ir aizskarts minerālaugsnes slānis zem kūdras. Lietusgāžu laikā suspendēto daļiņu apjoms palielinās vismaz 2-3 gadus pēc grāvju tīrīšanas (Nieminen, personiska konsultācija).

Pētījumā par sedimentācijas baseinu ietekmi uz suspendēto daļiņu iznesi no sateces baseina secināts, ka, salīdzinājumā ar kontroli, kur nav veikta meliorācijas sistēmas renovācija, pirmajos gados (sevišķi pirmajā) pēc renovācijas suspendēto daļiņu apjoms, kas nonāk sedimentācijas dīķos, ir pat 11 reizes lielāks un sasniedz 48.5 mg L^{-1} (Joensuu et al., 1999). Pat ja pirmajā gadā pēc grāvju renovācijas sedimentācijas baseins, saskaņā ar novērojumiem, savu funkciju īsti nepilda, jau, sākot ar otro novērojumu gadu, aizturēto suspendēto daļiņu apjoms ir būtisks (Joensuu 1992, Manninen 1998).

Svarīgi ir novērst suspendēto daļiņu un biogēno elementu virzīšanos uz ūdenstilpēm, kuras atrodas lejpus meliorācijas sistēmām. Sedimentācijas dīķi jeb nosēdbedres aiztur pašas daļiņas, bet barības vielas parasti tomēr nonāk strautā vai upē. Var atstāt grāvī netīrītas sekcijas, kuras darbotos kā filtri. Svarīgi ir nepieļaut biogēno elementu nonākšanu tieši ūdenstecēs ar meliorācijas sistēmas ūdeņiem. Ir arī pierādīts, ka aizsargjoslas gar ūdenstilpēm efektīvi aiztur P un N. Konstatēts, ka ir nozīme arī sedimentācijas dīķa izmēram. Liela izmēra sedimentācijas dīķi, kas vienlaikus izmantojami kā meža dzīvnieku dzirdinātavas vai ūdens ņemšanas vietas ugunsdzēsības vajadzībām, darbojas efektīvāk. Somijā platībās uz kūdras augsnēm, kurās mežs nav audzēts iepriekš, mēdz rakt grāvīm paralēlu otru, seklāku, grāvi, kura funkcija ir caur drenāžu uzņemt to ūdeni, ar kuru pamatgrāvis pavasaros netiek galā (Nieminen, personiska konsultācija).

Galvenais sedimentācijas dīķu darbības efektivitātes rādītājs ir suspendēto cietvielu daudzums, kas no meliorācijas sistēmas novadgrāvjiem nonāk ūdensteču ūdenī. Suspendētās cietvielas ir cietas organiskas un neorganiskas daļiņas šķīdumā, kas tiek suspendētas. Suspensija ir cietviela, kas parasti šķīdumā tiek izklādināta daļiņās, kas lielākas par vissmalkāko augsnes frakciju - koloīdiem ($> 0.0001 \text{ mm}$) un pieder granulometriskā sastāva māla, duļķu, putekļu vai smilts frakcijām. Atsevišķi izdala jēdzienus: TDS – kopējais izšķīdušo cietvielu daudzums (total dissolved solids) – kopējo izšķīdušo cietvielu un kopējo suspendēto cietvielu summa; TSS – kopējais suspendēto cietvielu daudzums (total suspended solids) – atlikušais materiāls, ko var atdalīt no šķīduma, izmantojot filtrēšanu. Uzskatāms, ka tieši TSS parasti izraisa lielākās problēmas pēc nosusināšanas grāvju pārtīrīšanas vai jaunu grāvju sistēmu ierīkošanas, veidojot augsnes sanesumus grāvju lejtecē vai upēs, kas rada kaitējumu zivīm un citiem ūdens faunas pārstāvjiem.

Jāatzīmē, ka pat Somijā nav izstrādāta metode biogēno elementu kritisko koncentrāciju noteikšanai; visi secinājumi izriet no ilgstošiem novērojumiem renovētās meliorācijas sistēmās un kontroles platībās. Līdz ar to būtu jāpieņem, ka faktiskā vielu koncentrācija novērojumu periodā raksturo atšķirīgu meža ekosistēmu īpatnības, un būtu jāvērtē nosēdbedres efektivitāte katrā konkrētajā gadījumā.

Balstoties uz esošās situācijas analīzi, šī pētījuma mērķis ir noskaidrot nosēdbedru jeb sedimentācijas dīķu ietekmi biogēno vielu apritē pēc meža meliorācijas sistēmu renovācijas. Lai mērķi realizētu, izvirzīti sekojoši uzdevumi:

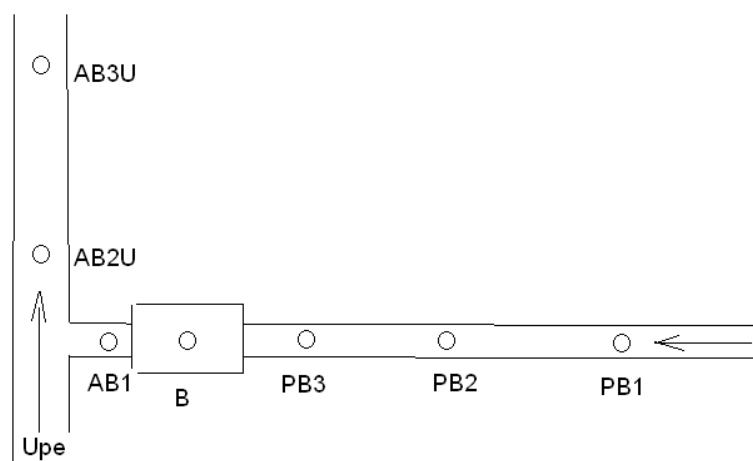
1. Izvēlēties renovētas meža meliorācijas sistēmas ar nosēdbedrēm to lejtecē; iespēju robežās iegūt datus pirms sistēmas renovācijas;
2. Veikt regulārus (divreiz mēnesī) noteces mērījumus un iegūt ūdens paraugus, lai varētu noskaidrot biogēno vielu apjomu tajos un to iznesi no sateces baseina visā novērojumu periodā.
3. Novērtēt nosēdbedru efektivitāti katrā pētījumā iekļautajā objektā.

2.2. Pētījuma objekti

2.2.1. Pētījuma objektu izvēle un dizains

Pētījuma objektu izvēle tika izdarīta, vadoties no AS „Latvijas valsts meži” pieejamās informācijas par plānotajiem meža meliorācijas sistēmu renovācijas darbiem 2012.gadā. Pie objektu atlasē kritērijiem piederēja meliorācijas sistēmas konfigurācija un nosēdbedres plānotais novietojums tajā, kā arī laiks, kad meliorācijas sistēmu paredzēts renovēt. Jāatzīmē, ka grāvju renovācija ne vienmēr tika veikta tad, kad tas sākotnēji tika plānots; kavējumi skaidrojumi ar iepirkumu procedūrām un likumdošanas normu diktētiem termiņiem. 2012. gada pavasarī tika veikta izvēlēto objektu apsekošana dabā, novērtējot objektu piemērotību un iegūstot to precīzas koordinātas.

Pavisam tika apsekoti deviņi objekti, un pētījuma veikšanai tika atlasīti septiņi – 2 Rietumvidzemes, pa vienam Dienvidlatgales un Dienvidkurzemes un 2 Ziemeļkurzemes mežsaimniecībā. 2012. gada maijā uzsākta empīrisko datu ievākšana atlasītajos pētījumu objektos, pārbaudot sedimentācijas dīķu efektivitāti. Katrā objektā grāvju profila uzmērīšana un ūdens paraugu ņemšana notika 7 dabā atzīmētos parauglaukumos. Parauglaukumu izvietojums tika plānots tā, lai iegūtu iespējami precīzu ūdens sastāva paraugu pirms un pēc nosēdbedres, kā arī pašā bedrē. Vispārīga parauglaukumu izvietojuma shēma parādīta 23.attēlā.



Attēls 23. Paraugu ievākšanas vietu izvietojuma vispārēja shēma (apzīmējumi: PB- pirms bedres, B – bedre, AB – aiz bedres, AB_U – aiz bedres upe), attālums starp paraugu ņemšanas vietām 70-120 metri

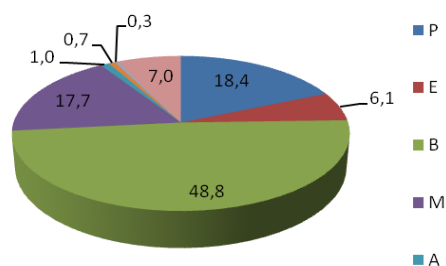
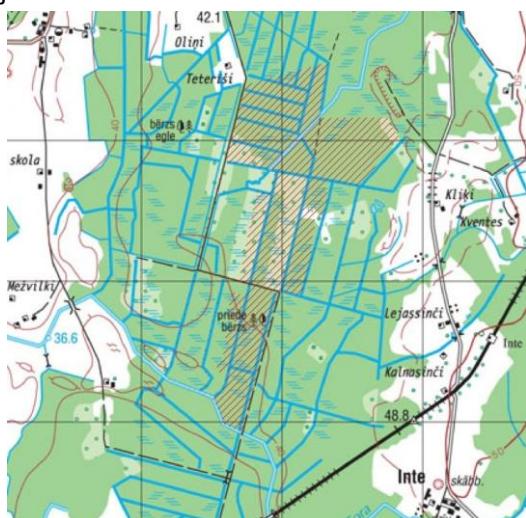
2.2.2. Pētījuma objektu raksturojums

Atbilstoši pārskata sagatavošanas brīdī pieejamajai informācijai, pētījumā iekļauto 7 objektu apraksts ir sekojošs:

1. Rietumvidzemes mežsaimniecības 423.piejūras meža iecirkņa meža meliorācijas sistēmas „Stūrīši” maģistrālais grāvis N-41. Grāvja sateces baseina platība 272.1 ha.

Sateces baseina novietojums un koku sugu aizņemtās platības procentuālais sadalījums sateces baseina teritorijā parādīts 25. attēlā. Valdošās koku sugas ir bērzs, priele un melnalksnis, kopā veidojot gandrīz 85% no mežaudzēm sateces baseina teritorijā. Nosēdbedre veidota grāvja lejtece pirms tā ietekas upē Tora, tās garums 50 metri, dziļums – 0.5 metri lielāks par grāvja dibena dziļumu konkrētajā vietā. Saskaņā ar lauka darbu žurnālu grāvi N-41 sāka renovēt 11.04.2012., beidza 11.05.2012., bet

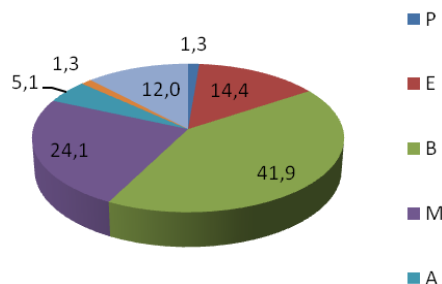
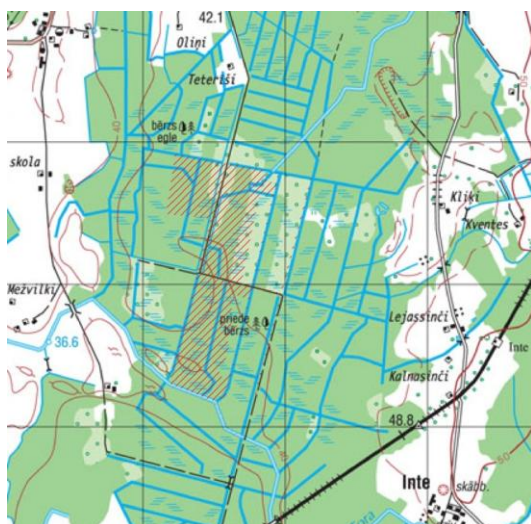
nosēdbedre tika pārtīrta 15.05.2012. Ūdens paraugi analizēm ievākti un grāvja profils mērīts 3 vietās pirms nosēdbedres, pašā bedrē un vienā vietā aiz bedres. Lai noskaidrotu upes hidroloģiskos parametrus un biogēno elementu saturu tajā, ierīkotas arī divas paraugu ņemšanas vietas upē lejpus grāvja ietekai tajā.



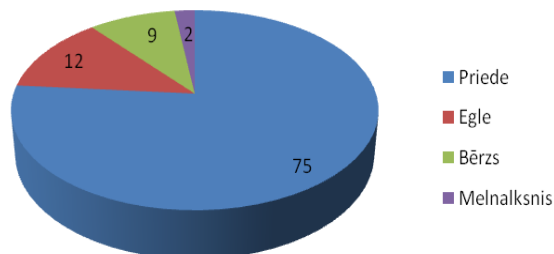
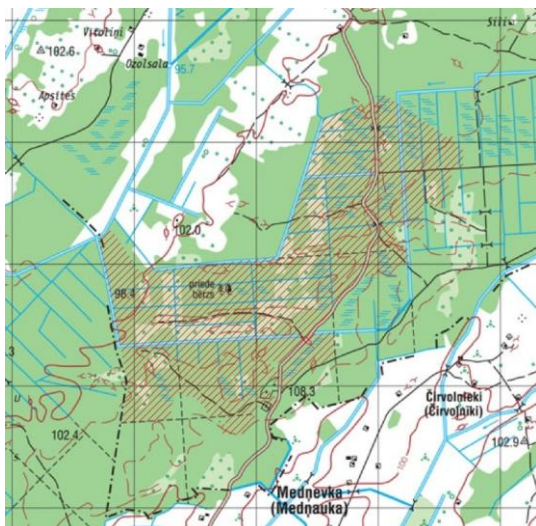
Attēls 24. N-41 sateces baseina novietojums (iesvītrots) un platības sadalījums pēc valdošās koku sugas, %

2. Rietumvidzemes mežsaimniecības 423.piejūras meža iecirkņa meža meliorācijas sistēmas „Stūrīši” maģistrālais grāvis N-61. Grāvja sateces baseina platība 92.6 ha.

Sateces baseina novietojums un koku sugu aizņemto platību procentuālais sadalījums sateces baseina teritorijā parādīts 26.attēlā. Valdošās koku sugas ir bērzs, egle un melnalksnis, kopā veidojot gandrīz 81% no mežaudzēm sateces baseina teritorijā. Nosēdbedre veidota grāvja lejtece pirms tā ietekas upē Tora, tās garums 50 metri, dziļums – 0.8 metri lielāks par grāvja dibena dziļumu konkrētajā vietā. Saskaņā ar lauka darbu žurnālu grāvi N-61 sāka renovēt 29.03.2012., beidza 10.04.2012., bet nosēdbedre tika pārtīrta 16.05.2012. Ūdens paraugi analizēm ievākti un grāvja profils mērīts 3 vietās pirms nosēdbedres, pašā bedrē un vienā vietā aiz bedres. Lai noskaidrotu upes hidroloģiskos parametrus un biogēno elementu saturu tajā, ierīkotas arī divas paraugu ņemšanas vietas upē lejpus grāvja ietekai tajā.



Attēls 25. N-61 sateces baseina novietojums (iesvītrots) un platības sadalījums pēc valdošās koku sugas, %



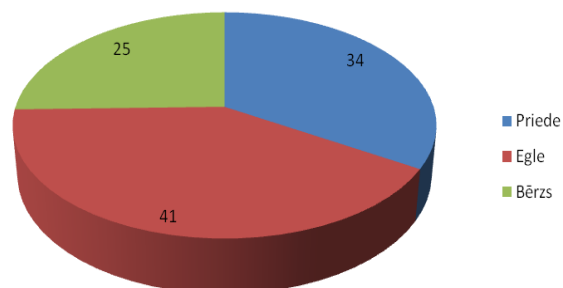
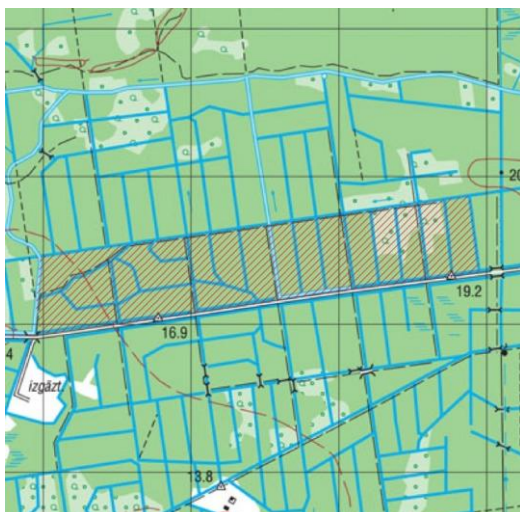
Attēls 27. N-10 sateces baseina novietojums (iesvītrots) un platības sadalījums pēc valdošās koku sugas, %

5. Ziemeļkurzemes mežsaimniecības meža meliorācijas sistēmas „Bušnieku kanāla grāvji 1” maģistrālais grāvis N-23. Sateces baseina platība 76.07 hektāri

Sateces baseina novietojums un koku sugu aizņemto platību procentuālais sadalījums sateces baseina teritorijā parādīts 29. attēlā. Sateces baseina teritorijā atrodas galvenokārt meži As un Am meža tipos (attiecīgi 80% un 20%). Pārējo meža tipu sastopamība sateces baseina teritorijā ir neliela. Egle ir valdošā suga 41% mežaudžu, priede - 34%, bet bērzs - 25%. Ierīkotas 7 paraugu ņemšanas vietas – 3 augšpus nosēdbedres, viena pašā bedrē, viena aiz bedres uz grāvja N-23, bet divas Platenes kanālā lejpus maģistrālā grāvja ietekas tajā. Ir zināms, ka grāvi renovēja laikā no 2012.gada 11.līdz 21. jūlijam. Grāvja kritums 1.19 promilles, nosēdbedres garums 30 metri. Dziļums 0.5 metri. Nosēdbedre vēl nav pārtīrīta, jo meliorācijas sistēmas augšgalā vēl joprojām norisinās renovācijas darbi. To paredzēts darīt 2013.gada pavasarī.

6. Ziemeļkurzemes mežsaimniecības meža meliorācijas sistēmas „Bušnieku kanāla grāvji 1” maģistrālais grāvis N-6. Sateces baseina platība 73.2 hektāri

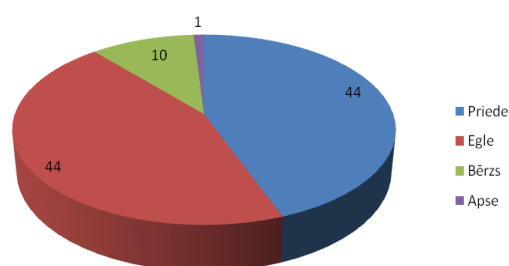
Sateces baseina novietojums un koku sugu aizņemto platību procentuālais sadalījums sateces baseina teritorijā parādīts 29. attēlā. Sateces baseina teritorijā atrodas galvenokārt meži As un Am meža tipos (attiecīgi 80% un 20%). Pārējo meža tipu sastopamība sateces baseina teritorijā, līdzīgi kā otrā objektā, kas atrodas netālu, uzskatāma par nebūtisku. Arī mežaudzes veidojošo koku sugu pārsāvītība ir līdzīga abos objektos; sateces baseinu teritorijas daļēji pārklājas, tādēļ nav izdalītas atsevišķi uz topogrāfiskās kartes. Ierīkotas 7 paraugu ņemšanas vietas – 3 augšpus nosēdbedres, viena pašā bedrē, viena aiz bedres uz grāvja N-6, bet divas Platenes kanālā lejpus maģistrālā grāvja ietekas tajā. Grāvja kritums pētījumā izmantotajā posmā - 3.95 promilles, nosēdbedres dziļums 0.5 metri, garums – 30 metri. Grāvis renovēts laika posmā no 2012.gada 7. līdz 16. augustam. Bedri paredzēts pārtīrīt 2013.gada pavasarī.



Attēls 28. N-6 un N-23 sateces baseina novietojums (iesvītrots) un platības sadalījums pēc valdošās koku sugas, %

7. Dienvidkurzemes mežsaimniecības Remtes meža iecirkņa meža meliorācijas sistēmas „Vaili” maģistrālais grāvis N- 5. Sateces baseina platība 448.2 hektāri

Sateces baseina novietojums un koku sugu aizņemto platību procentuālais sadalījums sateces baseina teritorijā parādīts 30. attēlā. Platībā sastopamie meža tipi – galvenokārt As un Ks, tiešā maģistrāla grāvja tuvumā – vairāk As. Gan priede, gan egle aizņem 44% no mežaudžu platības sateces baseina teritorijā. Grāvja kritums - 5 promiles. Grāvis renovēts laikā no 2012.gada augusta pēdējās dekādes līdz septembra vidum. Nosēdbedres garums 50 metri, dziļums 0.5 metri. To paredzēts pārtīrīt 2013.gada pavasarī. Tā kā grāvja lejasdaļā esošā teritorija pieder privātajam īpašniekam, tad paraugu ievākšanas vietas ierīkotas galvenokārt posmā pirms zemju robežas – 3 pirms nosēdbedres, viena bedrē un trīs vietās vienādos attālumos aiz nosēdbedres.



Attēls 29. N-5 sateces baseina novietojums (iesvītrots) un platības sadalījums pēc valdošās koku sugas, %

2.3. Mērījumu un analīžu veikšanas metodika

2.3.1. Ūdens notece

Notece mērījumi veikti, nosakot straumes ātrumu katrā parauga ievākšanas reizē un vietā. Tas darīts 10 metrus garā posmā piecos atkārtojumos pēc virsmas pludiņa metodes. Zinot laika periodu, kurā pludiņš veic 10 metrus garo posmu, iespējams aprēķināt straumes vidējo ātrumu konkrētajā vietā. Gadījumos, kad straumes ātrums nav nosakāms pretvēja vai niecīgās straumes dēļ, pieņemts, ka ātrums ir tuvs nullei, kas nozīmē arī to, ka konkrētajā laika periodā biogēno elementu iznese būs tuva nullei.

Lai aprēķinātu biogēno elementu iznesi, nepieciešams zināt arī grāvja šķērsprofila laukumu. To iespējams izmērīt, katrā paraugu ņemšanas vietā perpendikulāri krastam nosakot ūdens virsmas platumu un, atkarībā no tā, ik pēc noteikta attāluma nosakot ūdens dziļumu. Vietās ar ūdens virsmas platumu līdz 200 cm dziļums mērīts ik pēc 10 cm, ar platumu 201-500 cm – ik pēc 20 cm, bet platākos grāvjos un upēs – ik pēc 40 cm. Kamērāli sareizinoz šķērsgriezuma laukumu ar straumes ātrumu, iegūst ūdens daudzumu, kas aizplūst caur parauga ņemšanas vietu konkrētajā brīdī.

2.3.2. Ūdens ķīmiskais sastāvs

Ūdens paraugi grāvī katrā objektā ievākti divas reizes mēnesī tajās pašās vietās, kur mērīta notece – trijās vietās augšpus sedimentācijas dīķa, sedimentācijas dīķa vidusdaļā un trijās vietās lejpus sedimentācijas dīķa. Katrā vietā vienā reizē ņemti 750-1000 mL, paraugi iepildīti plastmasas pudelēs un aukstumkastēs transportēti uz laboratoriju. Ūdens paraugs vienmēr ņemts pirms profila un straumes ātruma mērījumiem.

LVMI „Silava” Meža vides laboratorijā ūdens paraugos noteikti sekojoši fizikālie un ķīmiskie parametri: cieta suspendēto vielu saturs, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N_{kop} , P-PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} saturs (mg L^{-1}) un pH. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra Laboratorijā ūdens paraugos noteikts izšķīdušā organiskā oglekļa saturs.

Pirms N-NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} satura noteikšanas ūdens paraugi filtrēti caur borsilikātu stikla šķiedras filtriem. Ūdens paraugu pH noteikts atbilstoši LVS ISO 10523 standartam. Kalcija (Ca^{2+}) un magnija (Mg^{2+}) saturs noteikts, izmantojot liesmas atomu absorbcijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS EN ISO 7980 standartam. Kālija (K) saturs noteikts, izmantojot liesmas emisijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS ISO 9964-3:2000 standartam. Amonija jonu (N-NH_4^+) saturs ūdens paraugos noteikts atbilstoši LVS ISO 7150/1:1984 standartam, izmantojot spektrofotometrisko metodi. Nitrātu jonu (N-NO_3^-) saturs noteikts, izmantojot Machenery Nagel PF11 fotometru un nitrātu noteikšanas testa komplektu Visocolor ECO 5-41. Fosfātjonu (P-PO_4^{3-}) saturs noteikts atbilstoši LVS EN ISO 6878 standartam, izmantojot amonija molibdāta spektrofotometrisko metodi. Kopējais slāpekļa ($\text{N}_{\text{kop.}}$) saturs noteikts, izmantojot modificētu Kjeldāla metodi. Cieta suspendēto vielu saturs noteikts atbilstoši LVS EN 872 standartam. Izšķīdušā organiskā oglekļa saturs noteikts atbilstoši LVS EN 1484:2000 standartam, metodes pamatā ir katalītiskā sadedzināšana un infrasarkanā detektēšana.

2.4. Rezultāti

Pavisam kopā ievākti un analizēti 475 ūdens paraugi. Viens no galvenajiem rezultātu precizitāti ietekmējošiem faktoriem ir nelielais atkārtojumu skaits, jo grāvju renovācija dažos objektos, piemēram, „Vaiļi”, tika uzsākta vasaras otrajā pusē, kā arī tas, ka meliorācijas brigāžu darbība reizēm traucēja ievākt tīru paraugu. Otrs faktors, kurš izrādījās būtisks rezultātu interpretācijai, ir straumes ātrums paraugu ņemšanas vietā aiz bedres. Bieži tas bija tik niecīgs, ka, pārrēķinot vielu koncentrāciju garākā laika periodā (novērojumu periods vai gads) no sateces baseina hektāra, iegūtie rezultāti ir grūti salīdzināmi ar citu pētījumu rezultātiem. Acīmredzot somu zinātnieku izmantotajos objektos grāvja posms starp nosēdbedri un upi ir garāks un ar lielāku kritumu.

Mazākā grāvju ūdenī pēc meliorācijas sistēmu renovācijas konstatētā pH vērtība ir 4.3, bet lielākā – 8.5. Atbilstoši šim rādītājam, laba ūdens kvalitāte ir bijusi 93% analizēto paraugu (13.tabula; Indriksons 2006, Noteikumi par virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti 2002). Zemāka pH vērtība konstatēta tikai objektos Stūrīši 1 un Stūrīši 2 ņemtajos paraugos. Nitrātu koncentrācija analizētajos paraugos svārstās no 0.01 līdz 1.87 mg L⁻¹, bet amonija koncentrācija no 0.01 līdz 0.85 mg L⁻¹. Atbilstoši šiem rādītājiem, augstai un labai kvalitātei atbilst 96% no analizētajiem paraugiem, amonija saturs robežkoncentrāciju pārsniedz paraugos, kas ņemti objektos Stūrīši 1 un Stūrīši 2. Kālija saturs analizētajos paraugos bijis no 0.23 līdz 28.74 mg L⁻¹, atbilstoši šim rādītājam, 98% paraugu atbilst augstai un labai kvalitātei. Fosfātu jonu koncentrācija analizētajos paraugos svārstās no 0.01 līdz 0.59 mg L⁻¹; atbilstoši šim rādītājam, 97% paraugu ūdens kvalitāte ir atbilstoša dzeramā ūdens kvalitātes A2 un A3 kategorijas prasībām. Analizētajos paraugos konstatēts no 0 līdz 3550 mg L⁻¹ suspendēto daļiņu; atbilstoši šim rādītājam, 56% paraugu atbilst prioritāro zivju ūdeņu ūdens kvalitātes normatīviem.

Tabula 13.

Ūdens kvalitātes prasības Latvijā atbilstoši dažādiem informācijas avotiem

Parametrs	Mērvienība	Augsta kvalitāte	Laba kvalitāte	Slikta kvalitāte	Robežkoncentrācija
Nitrāti NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	< 25	25	> 50	50
Amonijs NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	< 0.05	0.05	> 0.5	0.5 ≤ 0,78 ^{a, b} ≤ 0,78**
Kālijs K ⁺	mg L ⁻¹	< 10	10	> 12	12
Kalcijs Ca ²⁺	mg L ⁻¹		100		
pH			6.5-8.5		9.5
Fosfātjoni P-PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹		0,18 ^c 0,3 ^d 0,3 ^e		
Suspendētās vielas	mg L ⁻¹				≤ 25 ^{a, b}

^a – ūdens kvalitātes normatīvi lašveidīgo zivju ūdeņiem

^b – ūdens kvalitātes normatīvi karpveidīgo zivju ūdeņiem

^c – dzeramā ūdens kvalitātes normatīvi, A1 kategorija — izmantota vienkārša fizikāla attīrīšana un dezinfekcija

^d – dzeramā ūdens kvalitātes normatīvi, A2 kategorija — izmantota fizikāla un ķīmiska attīrīšana un dezinfekcija;

^e – dzeramā ūdens kvalitātes normatīvi, A3 kategorija — izmantota intensīva fizikāla un ķīmiska attīrīšana, pastiprināta attīrīšana un dezinfekcija.

14. tabulā apkopotas analizēto elementu vidējās koncentrācijas novērojumu periodā pēc meliorācijas sistēmu renovācijas, kā arī pirms tās (šeit un turpmāk paraugu ņemšanas vietu apzīmējumi: PB – pirms bedres, B – bedrē, AB – aiz bedres, ABU – aiz bedres upē (objektā „Vaiļi” nav)). Nitrātu jonu vidējā koncentrācija novērojumu periodā pēc meliorācijas sistēmu renovācijas posmā aiz sedimentācijas

dīķa gandrīz visos pētījumu objektos ir lielāka nekā pirms tā, augstākā N-NO_3^- koncentrācija konstatēta objektā Vaiļi. Šajā pašā objektā konstatēta arī visaugstākā fosfātu jonu un amonija jonu koncentrācija; šo elementu apjomi pirms un pēc sedimentācijas baseina, kā arī pārsvarā gadījumu pirms un pēc renovācijas atšķiras samērā nedaudz.

K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} koncentrācija pirms un pēc sedimentācijas baseina atšķiras nedaudz, dažos pētījuma objektos ir novērojama tās samazināšanās pēc meliorācijas sistēmu renovācijas, taču tā nav vispārēja tendence. Arī kopējā slāpekļa koncentrācijas pirms un pēc sedimentācijas baseina, kā arī pirms un pēc renovācijas neuzrāda konkrētas likumsakarības, piemēram, objektā Atašiene kopējā slāpekļa koncentrācija aiz sedimentācijas baseina ir mazāka nekā pirms tā, turklāt tā ir samazinājusies arī, salīdzinot ar brīdi pirms meliorācijas sistēmas renovācijas, bet objektā Bušnieki 1 situācija ir pilnīgi pretēja. Suspendēto daļiņu apjoms (TSS) gandrīz visos gadījumos pēc meliorācijas sistēmu renovācijas ir lielāks nekā pirms tās, bet to koncentrācija grāvja posmā aiz sedimentācijas dīķa visos gadījumos ir ievērojami mazāka nekā pirms tā. Izšķīdušā oglekļa (DOC) koncentrācija lielākajā daļā objektu ir lielāka pēc meliorācijas sistēmas renovācijas; pārsvarā gadījumu netika konstatētas izteiktas atšķirības starp DOC koncentrāciju pirms un pēc sedimentācijas baseina.

Tabula 14.

Analizēto elementu koncentrācija pirms meliorācijas sistēmu renovācijas (I) un pēc tās vidēji novērojumu periodā (II) pētījuma objektos (<NR – koncentrācija zem noteikšanas robežas)

Elementa koncentrācija, mg L^{-1}	Parauga ņemšanas vieta	Atašiene		Bušnieki 1		Bušnieki 2		Stūrīši 1		Stūrīši 2		Vanagu gārša		Vaiļi	
		I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
N-NO_3^-	PB	0,18	0,00	-	0,23	0,06	0,14	-	0,32	-	0,29	0,46	0,21	<NR	0,83
	B	0,57	0,10	0,03	0,27	0,06	0,20	-	0,59	-	0,32	0,38	0,20	<NR	<NR
	AB	-	0,20	0,08	0,27		0,24	-	0,65	-	0,31	0,44	0,24	<NR	0,77
	ABU	<NR	0,02	0,08	0,09	<NR	0,02	-	0,24	-	0,18	0,44	0,36	-	-
P-PO_4^{3+}	PB	0,09	0,04	0,02	0,01	0,01	0,02	-	0,02	-	0,01	0,01	0,02	0,34	0,28
	B	0,08	0,04	0,02	0,02	0,02	0,01	-	0,01	-	0,01	<NR	0,02	0,25	0,28
	AB	0,03	0,04	0,02	0,02	0,01	0,01	-	0,01	-	0,02	<NR	0,03	0,08	0,28
	ABU	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	-	0,02	-	0,02	0,09	0,02	-	-
N-NH_4^+	PB	1,00	0,03	0,01	0,04	0,01	0,04	-	0,07	-	0,06	0,28	0,09	0,14	0,56
	B	0,38	0,06	0,01	0,03	0,01	0,03	-	0,07	-	0,04	0,27	0,06	0,34	0,57
	AB	0,72	0,03	0,01	0,07	0,01	0,03	-	0,11	-	0,05	0,45	0,06	0,03	0,53
	ABU	0,72	0,05	0,01	0,05	0,01	0,05	-	0,06	-	0,05	0,45	0,06	-	-
K^+	PB	3,74	0,72	0,71	1,10	1,05	0,90	-	0,98	-	0,81	0,98	1,57	3,41	7,27
	B	10,18	0,82	0,71	1,17	0,97	0,95	-	0,91	-	0,70	0,79	2,34	3,38	5,53
	AB	0,87	0,74	0,88	1,16	0,98	0,99	-	0,94	-	0,88	1,17	1,67	0,78	7,11
	ABU	0,87	0,96	0,88	0,74	0,98	0,65	-	1,19	-	1,21	1,17	1,64	-	-
Ca^{2+}	PB	21,59	21,07	54,44	65,37	63,41	67,23	-	55,95	-	53,72	50,34	61,36	29,99	4,06
	B	20,75	21,53	54,32	64,33	62,23	68,01	-	55,72	-	51,30	49,69	60,50	29,27	4,82
	AB	34,27	22,93	56,90	63,72	64,11	66,74	-	56,30	-	49,56	48,86	60,76	23,23	4,69
	ABU	34,27	36,16	56,90	44,33	64,11	37,77	-	47,40	-	46,43	48,86	65,57	-	-

Elementa koncentrācija, mg L ⁻¹	Parauga ņemšanas vieta	Atašiene		Bušnieki 1		Bušnieki 2		Stūrīši 1		Stūrīši 2		Vanagu gārša		Vaiļi	
		I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
Mg ²⁺	PB	6,93	8,20	9,90	7,53	8,80	7,54	-	13,92	-	14,02	13,89	16,17	20,61	2,28
	B	6,63	8,58	9,34	7,58	8,77	7,29	-	13,91	-	13,52	14,05	16,12	21,00	2,53
	AB	10,22	8,87	9,07	7,53	8,65	7,27	-	13,96	-	12,95	14,15	16,15	18,46	2,47
	ABU	10,22	11,53	9,07	6,50	8,65	5,56	-	11,98	-	11,84	14,15	15,54	-	-
N _{kop.}	PB	9,30	2,23	1,00	1,63	4,10	2,50	-	2,49	-	2,49	3,22	2,73	3,60	4,91
	B	8,70	1,75	0,80	1,48	6,50	1,52	-	4,48	-	2,64	3,22	2,57	3,90	4,72
	AB	-	1,89	-	2,46	-	1,42	-	2,99	-	3,53	3,08	2,09	2,80	4,68
	ABU	4,20	2,14	4,70	2,24	1,70	1,95	-	3,00	-	2,73	3,08	1,81	-	-
TSS	PB	1121,00	90,30	15,00	23,63	47,00	87,00	-	64,83	-	129,58	2,00	111,63	27,00	613,33
	B	1577,00	74,00	16,00	20,88	189,00	9,17	-	168,67	-	20,33	5,00	373,20	26,00	395,80
	AB	2,00	31,55	9,00	24,13	15,00	31,00	-	62,17	-	81,50	6,00	72,10	53,00	585,47
	ABU	2,00	57,86	9,00	8,06	15,00	4,33	-	53,42	-	43,88	6,00	44,60	-	-
DOC	PB	49,00	29,88	14,60	25,23	15,60	19,86	-	24,36	-	17,65	23,00	22,15	87,00	115,60
	B	50,00	29,32	14,80	24,38	13,20	18,24	-	23,77	-	17,89	22,20	20,38	94,00	112,80
	AB	-	30,85	-	24,26	-	18,18	-	24,33	-	19,23	24,60	21,91	18,20	102,10
	ABU	36,00	34,15	16,20	32,04	13,40	32,44	-	21,23	-	21,01	-	25,61	-	-

Turpmāk tekstā īsi aplūkotas analizēto elementu koncentrāciju izmaiņas laikā atsevišķi pa pētījuma objektiem, grafiskā informācija apkopota pielikumos.

„Stūrīši 1”, Rietumvidzemes mežsaimniecības 423.piejūras meža iecirkņa meža meliorācijas sistēmas „Stūrīši” maģistrālais grāvis N-41 (5.pielikums).

Nitrātjonu N-NO₃⁻ koncentrācija objektā kopumā nepārsniedz literatūrā atrodamās normas, kas, piemēram, dzeramajam ūdenim ir 50 mg L⁻¹ (Kļaviņš, Cimdiņš, 2004). Pētījumā ievāktajos paraugos koncentrācija ir maksimāli 1.5-2.0 mg L⁻¹ robežās, kas nerada apdraudējumu ūdens florai un faunai.

Fosfātu jonu koncentrācija svārstās visā novērojumu periodā, bet tā beigās vērtība nepārsniedz 58 mikrogramus litrā, kas Somijā tiek uzskatīta par normu (Nieminen et. al., 2010). Izņēmums ir Toras upe, kurā fosfātu jonu koncentrācija nesamazinās arī novērojumu perioda beigās, ko teorētiski var izraisīt gan mežsaimnieciskās darbības blakus esošās teritorijās, gan arī lauksaimniecības aktivitāte platībās pa straumi uz augšu.

Amonija jonu koncentrācija paraugos būtiski nemainās novērojumu periodā, izņemot ievērojumu pieaugumu perioda sākumā īsi pēc nosēdbedres izveidošanas, sevišķi grāvja posmā aiz nosēdbedres.

K⁺, Ca²⁺ un Mg²⁺ koncentrācija paraugos svārstās laika gaitā, bet neuzrāda īpašas atšķirības starp paraugu ņemšanas vietām objekta ietvaros; līdzīgi kā iepriekš, ir neizskaidrojamas koncentrācijas svārstības paraugos, kas ievākti upē.

Kopējā slāpekļa N_{kop.} koncentrācija, kā arī kopējais suspendēto cietvielu daudzums TSS (total suspended solids) saglabājas tuvs nullei visa novērojumu perioda laikā, izņemot pašu tā sākumu, kad tas bija vairākkārt palielināts saistībā ar meliorācijas sistēmas renovācijas aktivitātēm teritorijā. Tā kā tieši TSS

koncentrācija uzskatāma par svarīgu elementu ūdenstilpņu aizsērējumu veidošanā, tad var uzskatīt, ka tas ir izgulsnējies grāvja dibenā. Nosēdbedrei šajā gadījumā varētu nebūt būtiska ietekme uz TSS saturu lejpus tās.

Izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija novērojumu periodā nedaudz pieaug, kas varētu būt izskaidrojams ar organisko vielu sadalīšanās procesu intensificēšanos saistībā ar gruntsūdens un virszemes ūdeņu līmeņa pazemināšanos meliorētajā platībā pēc grāvju renovācijas (Nieminen et.al., 2010) un bebru aizsprostu nojaukšanas, kā arī vidējās temperatūras celšanos, kas tieši varētu izskaidrot DOC koncentrācijas pieaugumu jūlijā.

„Stūrīši 2”, Rietumvidzemes mežsaimniecības 423.piejūras meža iecirkņa meža meliorācijas sistēmas „Stūrīši” maģistrālais grāvis N-61 (6.pielikums).

Nitrātjonu N-NO_3^- un fosfātjonu koncentrācija samazinās īsi pēc objekta renovācijas un pieaug tikai novērojumu perioda beigās, visticamāk, saistībā ar rudens lietavām un biogēno elementu izskalošanos. Redzams, ka paraugā aiz bedres koncentrācijas laiku pa laikam pieaug, kas būtu izskaidrojams ar nedaudz neveiksmīgu grāvja iztekas konfigurāciju – upes ūdens nedaudz, bet regulāri nonāk grāvī, un pastāv risks, ka tas varētu nonākt arī nosēdbedrē, kas ir nepieļaujami.

Amonija jonu koncentrācija paraugos būtiski nemainās novērojumu periodā, izņemot ievērojamu pieaugumu perioda sākumā pirms nosēdbedres īsi pēc meliorācijas sistēmas renovācijas.

K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} koncentrācija paraugos svārstās laika gaitā, bet neparādās īpašas atšķirības starp paraugu ņemšanas vietām objekta ietvaros; izņemot kāliju, kurš uzrāda koncentrācijas pieaugumu posmā pirms nosēdbedres, sevišķi perioda sākumā.

Kopējā slāpekļa $\text{N}_{\text{kop.}}$ koncentrācija, kā arī kopējais suspendēto cietvielu daudzums TSS (total suspended solids) saglabājas tuvs nullei visa novērojumu perioda laikā, izņemot pašu tā sākumu, kad tas bija vairākkārt palielināts saistībā ar meliorācijas sistēmas renovācijas aktivitātēm teritorijā. Nosēdbedrei arī šajā gadījumā, līdzīgi kā iepriekš, nav būtiska ietekme uz TSS koncentrāciju lejpus tās. Arī Ca^{2+} un Mg^{2+} bedrē netiek aizturēti.

Izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija novērojumu periodā nedaudz pieaug, kas izskaidrojams ar organisko vielu sadalīšanās procesu intensificēšanos (Nieminen et al., 2005, 2010).

„Vanagu gārša”, Rietumvidzemes mežsaimniecības piejūras meža iecirkņa meža meliorācijas sistēmas „Vanagu gārša 3” maģistrālais grāvis N-52 (7.pielikums).

Visu biogēno elementu koncentrācija novērojumu perioda laikā samazinās, dažos gadījumos novērots īslaicīgs pieaugums upē Ķiturga, kas pēc tam atgriežas iepriekšējā līmenī. Jāatzīmē, ka nav konstatētas ievērojamas vielu koncentrāciju atšķirības starp paraugu ņemšanas vietām. Tas, iespējams, norāda uz to, ka nosēdbedre ir aizsērējusi un būtu jātīra, kas apstiprinās arī, novērtējot vizuāli.

Kopējā slāpekļa $\text{N}_{\text{kop.}}$ koncentrācija saglabājas robežās $2\text{--}4.5 \text{ mg L}^{-1}$ un laika gaitā svārstās, ko ir grūti izskaidrot.

Kopējais suspendēto cietvielu daudzums TSS saglabājas zems visa novērojumu perioda laikā, izņemot koncentrācijas vairākkārtēju pieaugumu jūnija sākumā un jūlija vidū; šajā gadījumā šķiet, ka nosēdbedre ir aizturējusi TSS, tiesa gan, radot aizsērējumus pašā nosēdbedrē. Izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija novērojumu periodā nedaudz pieaug, kas izskaidrojams ar organisko vielu sadalīšanās procesu intensificēšanos, kas novērots arī citos objektos iepriekš.

Novērtējot nosēdbedres efektivitāti, jāatzīmē, ka konkrētajā gadījumā tā ir izveidota pareizi; vielu koncentrācija upē galvenokārt ir saistīta ar citiem procesiem, nevis meliorācijas sistēmas renovāciju. Vienīgi būtu nepieciešams nosēdbedri pārtīrīt vismaz 2013.gada sākumā, jo tā ir pilna ar sedimentu daļām un, iespējams, īsti neveiks savu funkciju nākamajā sezonā.

„Atašiene”. Dienvidlatgales mežsaimniecības 2. Krustpils iecirkņa meliorācijas sistēmas „Atašiene” maģistrālais grāvis N-10 (8.pielikums).

Visu biogēno elementu koncentrācija novērojumu periodā samazinās. Jāatzīmē, ka nav novērota koncentrāciju samazināšanās starp paraugiem pirms un pēc nosēdbedres, gluži pretēji, iespējams, ka Neretas upes ūdens nonāk grāvī, izraisot grūti izskaidrojamus vielu koncentrāciju pieaugumus aiz nosēdbedres, kas gan, salīdzinot vielu iznesi visa perioda kontekstā, īsti neapstiprinās. Iespējams, tas saistīts ar lēno straumes ātrumu visā grāvja lejtecē

Kopējais suspendēto cietvielu daudzums TSS saglabājas vidēji zems visa novērojumu perioda laikā, izņemot koncentrācijas vairākkārtēju pieaugumu jūnija sākumā; rodas pamatotas aizdomas, ka nosēdbedre savu funkciju īsti neveic.

Izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija novērojumu periodā nedaudz pieaug, kas izskaidrojams ar organisko vielu sadalīšanās procesu intensificēšanos, kas novērots arī citos objektos iepriekš.

„Bušnieki 1”. Ziemeļkurzemes mežsaimniecības meža meliorācijas sistēmas „Bušnieku kanāla grāvji 1” maģistrālais grāvis N-23 (9.pielikums).

Līdzīgi kā minēts iepriekš, visu biogēno elementu koncentrācija novērojumu periodā samazinās, lai gan ir ievērojams koncentrācijas pieaugums septembra vidū un otrajā pusē. Jāatzīmē arī, ka nav novērota koncentrāciju samazināšanās starp paraugiem pirms un pēc nosēdbedres, kas gan jebkurā gadījumā ir zema. Tas, vai nosēdbedre savu funkciju pilda un pildīs, būs skaidrāk redzams nākamajā mērījumu sezonā.

Kopējais suspendēto cietvielu daudzums TSS saglabājas robežās starp 20 un 5 mg L⁻¹ visa novērojumu perioda laikā ar daudzkārtēju pieaugumu septembra beigās. TSS līdzīgo apjomu dēļ visa novērojumu perioda laikā rodas šaubas par nosēdbedres efektivitāti. Izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija novērojumu periodā nedaudz pieaug, kas izskaidrojams ar organisko vielu sadalīšanās procesu intensificēšanos, kas novērots arī citos objektos iepriekš.

„Bušnieki 2”. Ziemeļkurzemes mežsaimniecības meža meliorācijas sistēmas „Bušnieku kanāla grāvji 1” maģistrālais grāvis N-6 (10.pielikums).

Lietavas septembra sākumā un beigās izraisījušas ievērojamu biogēno elementu koncentrāciju pieaugumu. Kombinācijā ar to, ka ir mazs novērojumu atkārtojumu skaits, šis fakts liedz izdarīt objektīvus secinājumus par vielu apriti šajā konkrētajā grāvju sistēmā. Tomēr koncentrāciju izmaiņas laikā visās paraugu ņemšanas vietās ir ļoti līdzīgas, kas liek apšaubīt nosēdbedres efektivitāti. Tomēr interesanti, ka samazinās kalcija un magnija saturs paraugos bedrē un aiz tās. Tas ir citos objektos nenovērots fenomens, ko grūti izskaidrot, jo pastāv uzskats, ka Ca, Mg nosēdbedrēs netiek aizturēti.

„Vaiļi”. Dienvidkurzemes mežsaimniecības Remtes meža iecirkņa meža meliorācijas sistēmas „Vaiļi” maģistrālais grāvis N- 5 (11.pielikums).

Biogēno elementu iznese visa novērojumu perioda laikā samazinās, bet starp paraugu vākšanas vietām nemainās, līdz ar to izdarāmi jau iepriekšminētie secinājumi par nosēdbedres zemo efektivitāti. Iespējams, daļēji rezultātus ietekmēja tas, ka praktiski visu novērojumu veikšanas periodu meliorācijas sistēmā turpinājās renovācijas darbi, kuru laikā bieži tika novēroti ūdens saduļļojumi. Tomēr kopīgā nitrātjonu un fosfātjonu un citu elementu elementu iznese ir salīdzinoši neliela un neatšķiras starp paraugu ņemšanas vietām.

15. tabulā parādīta biogēno elementu un TSS iznese no meliorācijas sistēmas sateces baseina (kg ha⁻¹ gadā) pirms sedimentācijas dīķa un pēc sedimentācijas dīķa. Pārreķins veikts, aproksimējot sateces baseinu platības pēc ģeogrāfiskās informācijas datiem un reizinot biogēno elementu vidējo iznesi novērojumu perioda

vienā dienā ar dienu skaitu gadā. Starpība ar mīnus zīmi nozīmē, ka ūdenstecē nonāk lielāks biogēno elementu un TSS apjoms nekā sedimentācijas baseinā.

Tabula 15.

Biogēno elementu izneses apjoms no sateces baseiniem pētījuma objektos

Objekta nosaukums	Mērījumu perioda garums, dienas	Sateces baseina platība, ha	Biogēnā elementa izneses apjoms no sateces baseiniem visā novērojumu periodā, kg ha ⁻¹ gadā								
			N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻	N-NH ₄ ⁺	K ²⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	N _{kop.}	TSS	DOC
Stūrīši 1 PB	168	272	0.041553	0.001161	0.006980	0.075308	4.582547	1.104502	0.161405	2.115982	2.344350
AB			0.045088	0.000991	0.007041	0.103652	6.407418	1.564114	0.238847	4.503931	2.671270
Starpība			-0.003535	0.000170	0.000060	0.028344	-1.824871	0.459612	0.077442	-2.387950	-0.326921
Stūrīši 2 PB	168	93	0.045088	0.000991	0.007041	0.103652	6.407418	1.564114	0.238847	4.503931	2.671270
AB			0.016492	0.001381	0.003199	0.087368	3.577440	0.874189	0.348244	11.884218	1.735909
Starpība			0.028596	0.000389	0.003842	0.016285	2.829978	0.689925	0.109397	-7.380287	0.935362
Vanagu Gārša PB	157	73	0.007155	0.000460	0.003729	0.068515	2.178122	0.578097	0.082097	5.043237	0.779423
AB			0.013906	0.000664	0.002237	0.112720	2.388834	0.643658	0.069179	8.725010	0.865891
Starpība			-0.006751	0.000204	0.001492	0.044205	-0.210712	0.065561	0.012918	-3.681773	-0.086468
Atašiene PB	158	332	0.084039	0.171059	0.203646	4.975648	177.791108	54.612840	7.267062	166.544393	184.603199
AB			0.000000	0.000000	0.000000	0.000007	0.000014	0.000005	0.000006	0.001097	4.003924
Starpība			0.084039	0.171059	0.203645	4.975641	177.791094	54.612835	7.267056	166.543296	180.599275
Bušnieku kanāls 1 PB	127	76	0.200404	0.015468	0.045043	1.480105	68.406189	7.736017	1.135718	43.776285	23.768308
AB			0.104129	0.008224	0.050210	0.695767	43.533123	5.173693	1.051770	8.713482	0.000061
Starpība			0.096274	0.007243	0.005167	0.784338	24.873066	2.562324	0.083947	35.062803	23.768247
Bušnieku kanāls 2 PB	97	73	0.012576	0.021629	0.049957	0.865594	42.296029	6.554866	0.489996	1.959985	0.640200
AB			0.000000	0.000000	0.000000	0.000005	0.000327	0.000045	0.000021	0.000242	0.235394
Starpība			0.012575	0.021629	0.049957	0.865588	42.295702	6.554820	0.489975	1.959743	0.404806
Vaiļi PB	73	448	0.000564	0.000314	0.001145	0.006148	0.009345	0.004733	0.000949	0.248421	0.055302
AB			0.001524	0.000366	0.001148	0.010658	0.004994	0.005136	0.000000	1.383835	0.176790
Starpība			-0.000960	0.000005	0.000000	0.004511	0.004351	0.000043	0.000949	-1.135414	-0.121488

Salīdzinot biogēno elementu iznesi no pētījumā izmantotajām sateces baseinu platībām, redzams, ka objektos Stūrīši 1 un 2, Vanagu gārša un Vaiļi biogēno elementu iznese aiz nosēdbedres ir lielāka nekā

pirms tās, lai gan vielu koncentrācija mg L^{-1} ne vienmēr pieaug. Tas izskaidrojams gan ar upes ūdens nonākšanu atpakaļ grāvī, gan ar to, ka grāvja lejtecē, sevišķi posmā aiz bedres, straumes ātrums bieži ir ļoti tuvs 0 m s^{-1} ; līdz ar to, aprēķinot iznesi, izmantojot mainīgos notece un vielu koncentrācija, rezultāts nepārliecina par bedres efektīvu darbību.

Objektos Atašiene un Bušnieku kanāla grāvji 1 un 2 novērots, ka nosēdbedre darbojas efektīvi, vismaz balstoties uz elementu izneses apjomiem. Redzams, ka objektos Atašiene un Bušnieku Kanāls 2 aiz bedres vielu izneses apjoms ir tuvs nullei, bet Bušnieku kanāla grāvji 2 iznese aiz nosēdbedres samazinās apmēram uz pusi. Tiesa gan, kārtējo reizi jāatzīst, ka izneses apjomu samazinājums ir izskaidrojams galvenokārt ar grāvja noteces apjomu un straumes ātrumu, jo vielu koncentrācijas būtiski nesamazinās, kā tas redzams arī iepriekš.

Salīdzinot vielu izneses apjomus ar citu Latvijas un Somijas pētnieku datiem, secināms, ka vielu izneses apjomi ir savstarpēji salīdzināmi (16. tabula). Pārsvārā gadījumos vielu izneses apjoms mūsu rezultātos ir mazāks nekā Somijā, ko iespējams izskaidrot ar atšķirīgu augsnes sastāvu (neviens no mūsu pētījumā izmantotajiem objektiem neatrodas uz dziļām kūdras augsnēm), kā arī ar to, ka neviens sateces baseins Somijā nav lielāks par 100 ha, bet, piemēram, objektā Vaiļi sateces baseina izmērs ir gandrīz 500 ha. Augstā Ca koncentrācija un iznese, iespējams, izskaidrojama ar unikālo Latvijas hidroģeoloģisko situāciju - Ca pienesums visticamāk rodas spiedes ūdeņu izķīlēšanās procesā. Apstiprinās arī somu pētījumos iegūtās atziņas, ka nosēdbedres samērā veiksmīgi aiztur TSS daļiņas, bet biogēnie elementi tomēr nonāk dabiskajās ūdenstecēs. Šo elementu aizturēšanai S. Joensuu un Mikka Nieminen labāk iesaka lietot citus aizsardzības pasākumus - vai nu netīrītas grāvja sekcijas vai filtrācijas laukus pirms to ietekas upē.

Tabula 16.

Biogēno elementu izneses vidējais apjoms, kg ha^{-1} gadā 3801 paraugos Somijā (No: S.Joensuu, 2002)

Element	Mean annual load $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$							
	Before		1 st Year		2 nd Year		3 rd Year	
	Load 1	Load 2	Load 1	Load 2	Load 1	Load 2	Load 1	Load 2
N_{tot}	2.0	2.2	2.0	2.0	1.8	1.8	1.9	1.8
$\text{NH}_4\text{-N}$	0.093	0.110	0.29	0.29	0.28	0.25	0.29	0.24
$\text{NO}_3\text{-N}$	0.19	0.39	0.25	0.28	0.25	0.26	0.24	0.24
DOC	82	78	65	62	62	57	65	62
SS	11	11	268	232	89	103	75	53
Na	5.5	5.7	7.6	7.3	6.7	6.5	6.8	6.6
K	1.6	1.8	2.9	2.6	2.4	2.4	2.4	2.4
Ca	8.8	9.7	11.8	11.4	10.2	11.3	10.6	12.8
Mg	3.9	4.4	5.8	5.5	4.7	5.3	4.6	5.3
Al	1.4	1.3	3.8	2.8	1.8	1.7	1.6	1.6
Fe	3.8	3.9	5.5	4.6	3.8	3.4	3.9	3.6
S	5.9	5.5	5.6	5.2	6.1	5.7	6.2	5.6
P_{tot}	0.15	0.13	0.16	0.14	0.12	0.11	0.14	0.11

A. Indriksons savā pētījumā (2002) par biogēno vielu izneses apjomu noteikšanu pārmitrajos mežos Latvijā secina, ka apjomi Latvijā ir lielāki nekā Zviedrijā. Proti, aprēķinātās gada izneses no Vesetnieku stacionāra ūdens sateces baseiniem laika periodam no 1969.-2001.gadam raksturo sekojošas vidējās vērtības: N-NH_4^+ - $3.71 \text{ kg ha}^{-1} \text{ g}^{-1}$, N-NO_3^- - $0.38 \text{ kg ha}^{-1} \text{ g}^{-1}$, P-PO_4^{3-} - $0.13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ g}^{-1}$, K - $3.27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ g}^{-1}$, Ca - $124.19 \text{ kg ha}^{-1} \text{ g}^{-1}$, Mg - $38.18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ g}^{-1}$. Izneses apjomi mūsu objektos arī šajā gadījumā ir mazāki gan augsnes sastāvu atšķirību, gan sateces baseinu izmēru un noteces apjoma dēļ.

Uzskatāms, ka nopietnāki secinājumi par grāvju nosēdbedru efektivitāti iegūstami vairākus gadus ilgus novērojumus, lai iegūtie dati būtu labāk salīdzināmi.

Secinājumi un ieteikumi

1. Lielākajā daļā no 7 pētījumā izmantotajiem objektiem pēc sedimentācijas dīķa samazinās cieta suspendēto daļiņu koncentrācija, bet ne pārējo pārējo biogēno elementu koncentrācija.
2. Biogēno elementu izneses apjoms ir cieši saistīts ar vielu koncentrāciju paraugā, noteces apjomu un sateces baseina platību. Straumes ātruma samazināšanās attiecīgi samazina biogēno elementu iznesi.
3. Biogēno elementu nokļūšana ūdenstecēs ir saistīta ne vien ar noteces un nokrišņu apjomu un augsnes granulometrisko sastāvu meliorācijas sistēmās, bet arī mežaudžu struktūru un mežsaimnieciskajām un lauksaimnieciskajām darbībām, kas veiktas augšpus novērojumu objektiem un to teritorijā.
4. Ir svarīgi nosēdbedri izveidot tā, lai tajā nenotiktu ūdens apmaiņa ar zemāk esošo ūdensteci. Respektīvi, bedrei būtu jāaiztur tai cauri plūstošais ūdens vismaz uz 5 minūtēm, lai biogēnie elementi izgulsnētos. Balstoties uz somu kolēģu ieteikumiem, nosēdbedres ir atkārtoti jātīra vismaz reizi gadā, kas gan tiek darīts reti. Ir nepieļaujama upes ūdens nonākšana nosēdbedrē.
4. Biogēno elementu kritisko koncentrāciju robežu trūkuma dēļ ir grūti izvērtēt meža meliorācijas sistēmu renovācijas ietekmi uz upju eitrofikāciju, sevišķi tādēļ, ka nav pieejami dati no kontroles platībām. Ilgāks novērojumu periods neapšaubāmi mazinās šo neskaidrību.

Literatūra

1. Indriksons A. 2002. Barības vielu noteces no meža zemēm modeļu izstrāde. Pārskats par SIA "Daugavas fonds" Daugavas projekta pasūtīto zinātniski pētniecisko darbu. 42 lpp.
2. Indriksons A. 2006. Pārskats par Meža attīstības fonda finansēto pētījumu „Meža ūdensregulējošās īpašības intensīvas mežsaimniecības apstākļos”, LVMI „Silava”, 42.lpp.
3. Joensuu S. 1992. Peatland forest ditch maintenance and runoff water quality: the effectiveness of sedimentation ponds. Proceedings of the 9th International Peat Congress, Uppsala 2: 423-433
4. Joensuu S., Ahti E., Vuolekoski M. 1999. The effects of peatland forest ditch, maintenance on suspended solids in runoff. Boreal Environment Research 4: 343-355
5. Kļaviņš M., Cimdiņš P., Ūdeņu kvalitāte un to aizsardzība, Rīga, Latvijas Universitāte, 2004, 208 lpp.
6. Linjeniemis P., Vouri K.-M., Tossavainen T., Kotanen J., Haapanen M., Lepistö A., Kentamies K. 2003. Effectiveness of constructed overland flow areas in decreasing diffuse pollution from forest drainings. Environmental Management 32(5): 602-623
7. Manninen P. 1998. Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. Boreal Environmental Research 3:23-32
8. Minkinen K., Laine J. 2006. Vegetation heterogeneity and ditches create spatial variability in methane fluxes from peatlands drained for forestry. Plant Soil (2006) 285: 289-304
9. Nieminen M., Ahti E., Koivusalo H., Mattson T., Sarkkola S., Lauren A. Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland, Silva Fennica 44(1): 39-49
10. Nieminen M., Ahti E., Nonsiainen H., Joensuu S., Vuolekoski M. 2005. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. Silva Fennica 39(3): 331-339
11. Noteikumi par virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti. 2002. LR Ministru Kabinets. Tiešsaistē: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=60829#piel1>

12. Sarma B. (1990) *Hidrometrija, hidroloģija un noteces regulēšana*: mācību līdzeklis LLA hidromeliorācijas specialitātes studentiem. - Rīga: Zvaigzne. 189 lpp.
13. Sarma B. (1990) *Hidrometrija, hidroloģija un noteces regulēšana*: mācību
14. Zīverts A. (2004) *Hidroloģija. Ievads un hidroloģiskie aprēķini*.- Jelgava: LLU. 104. lpp.
15. Zīverts A., Jauja I., Meža-Eriņš G. (1996) Nosēdtilpju loma biogēnās noteces aizturēšanā nosusināšanas sistēmās. *Latvijas Lauksaimniecības universitātes Raksti*, Nr.6, 116.-125. lpp.

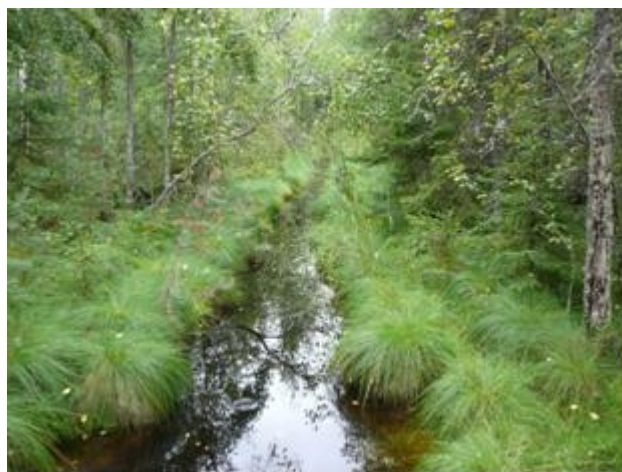
Pieredzes apmaiņas brauciens uz Somiju

Zinātniskos mežus Somijā no 2012.gada 5.līdz 9.augustam apmeklēja LVMI "Silava" pētnieks Toms Zālītis. Komandējuma laikā bija paredzēts apmeklēt Somijas Mežzinātnes institūta METLA zinātniskos objektus, kuros norisinās ilglaicīgi novērojumi par meliorācijas sistēmu renovācijas ietekmi uz dabīgajām ūdenstecēm un apkārtējo vidi kopumā. Braucienu uz zinātniskajiem objektiem organizēja somu mežzinātnieks Mika Nieminen, kurš uzskatāms par dabisko ūdensteču un vides aizsardzības, kā arī meliorācijas ietekmes uz vidi speciālistu.

Pasākuma ievaddaļā M.Nieminen sniedza informāciju par Somijas mežu sadalījumu pa augšņu tipiem, meliorācijas un mežsaimniecības praksi, kā arī par līdzšinējos pētījumos izdarītajiem secinājumiem par dažādu aizsardzības sistēmu izmantošanas efektivitāti meliorācijas sistēmu atjaunošanā.

27% no Somijas mežiem ir susināti (55 000 km²), histosols jeb kūdras slānis biezāks par 40 cm sastopams 70-75% no teritorijas. Katru gadu 2000 km² platībā tiek veikta mežaudžu retināšana, no kuras viena trešdaļa uzskatāma par atēnošanu jeb nekomerciālo retināšanu. Katrus 20 gadus tiek tīrītas meliorācijas sistēmas, katru gadu vidēji 700-800 km² platībā. Kopš 1970to gadu beigām ražības paaugstināšanai vairs neizmanto mēslošanu, kas bija efektīvs paņēmieni, palielinot mežu ražību 50 gadu laikā vidēji no 253 līdz 479 m³ha⁻¹. Uzskatāms, ka tieši mēslošana ievērojami palielinājusi fosfora P saturu ūdenstīlēs. Mēslošana ar slāpekli N netiek vairs plaši praktizēta, jo platībās ar zemu N saturu augsne parasti nav izdevīgi audzēt mežu.

Pasākuma ietvaros bija plānots dabā apmeklēt platības, kurās pēdējo gadu laikā veikti novērojumi pēc meliorācijas sistēmu renovācijas. Hyytiälä meža pētīšanas stacija atrodas aptuveni 300 km uz ziemeļrietumiem no Helsinkiem. Mežu platības stacijas teritorijā izmanto gan zinātnieki no METLA, gan arī no Helsinku universitātes. Kā pirmais apskates objekts izvēlēts Kuru/Vannerskorpi sateces baseins, kurā ūdensteces aizsardzībai izmantota metode, kura ietver sevī maģistrālā grāvja noteces ātruma samazināšanu meliorācijas sistēmas apakšdaļā, kas panākta, aizberot grāvi pirms platības, kurā sastopamas mazražīgas mežaudzes un kura atrodas tuvu meliorācijas sistēmas ietekai dabiskajā ūdenstecē, šajā gadījumā, upē. Principā, lai šāda sistēma darbotos un efektīvi samazinātu N, P un citu izšķīdušo daļiņu izskalošanos no kūdras augsnēm un nonākšanu upē, teritorijai, kura veiktu filtra funkciju, būtu jābūt vismaz 1% no sateces baseina. Grāvju tīrīšanas laikā vēlams neizskart augsnes minerālo slāni, pretējā gadījumā ievērojami pieaugs daļiņu izskalošanās apjoms līdz pat 10 gadiem pēc grāvju renovācijas. Lai pārbaudītu buferzonas efektivitāti, 2006.gadā pirms tās ūdenī tika ievadīts ūdens un barības vielu maisījums, kurš saturēja NH₄NO₃, kā arī radioaktīvo fosforu. Vairākus gadus pēc tam veiktie regulārie novērojumi apliecina, ka buferzona efektīvi aizturējusi visas ekosistēmai nevajadzīgās barības vielas.



Attēls 30. Maģistrālais grāvis Kuru/Vanneskorpi sateces baseinā



Attēls 31. Buferzona Kuru/Vanneskorpi sateces baseinā

No redzētā un dzirdētā šajā punktā secināms:

1. Sedimentācijas bedres meliorācijas sistēmās kūdras augsnēs jau kādu laiku Somijā uzskatāmas par neefektīvām sedimenta un barības vielu aizturētājām.
2. Diskusijas laikā uzzināts, ka meliorācijas sistēmās nosusinātās minerālaugsnēs sedimentācijas baseiniem ir jābūt ļoti lieliem; tie var tikt apvienoti ar ūdens ņemšanas un meža dzīvnieku dzirdināšanas baseiniem. Jebkurā gadījumā palu ūdeņi nedrīkst nekontrolēti izskalot sedimentu slāni no bedres upē. Tas būtu jānodrošina ar līkas caurtekas palīdzību, kurā notiktu ūdens plūsma tikai virzienā uz upi.
3. Meliorācijas sistēmu sedimentācijas bedres ir jātīra regulāri, vadoties pēc nepieciešamības, kas atkarīgs gan no noteces ātruma, gan augsnes sastāva, gan grāvju krastu erozijas pakāpes.

Komandējuma turpinājumā tika apmeklēts Jupajokki/Konilampi sateces baseins, kurā, līdzīgi kā Kuru/Vanneskorpi baseinā, izveidota buferzona, aizberot maģistrālo susinātājgrāvi un izvadot sateces baseina ūdeņus caur teritoriju, kurā esošā mežaudze atzīta par mazražīgu. Paralēli tam un arī vēl mūsdienās maģistrālajā grāvī tiek veikti nepārtraukti noteces mērījumi.



Attēls 32. Maģistrālais grāvis Jupajokki/Konilampi sateces baseinā, kurā veikta tīrīšana 2003.gadā.



Attēls 33. Kādreizējais maģistrālais grāvis Jupajokki/Konilampi sateces baseinā, kurš mūsdienās vairs neveic susināšanas funkciju, jo ievadīts buferzonā.



Attēls 34. Noteces mērijumu pārgāzne Jupajokki/Konilampi sateces baseinā.

Galvenie secinājumi šajā punktā:

1. Buferzona uz kūdras augsnes ar mazražīgu mežaudzi ir optimāls paņēmieni ūdensteču aizsardzībai no N, P un sedimentācijas daļiņām, tiesa gan, buferzonas platībai jābūt vismaz 1% no grāvju sateces baseina platības.

2. Noteces mērijumus uz grāvjiem iespējams veikt automātiski, izveidojot mūsdienīgas, bet ne dārgas novērošanas stacijas (35.attēls).

Tālāk tika apmeklēts Kiikala meža novērošanas stacionārs, kurā, līdzīgi kā MPS „Kalsnava” stacionārā „Vesetnieki”, ilgstoši veikti dažādi eksperimenti galvenokārt priežu audzēs ar mērķi analizēt dažādu kopšanas režīmu un mēslošanas efektu uz mežaudzi. Eksperimentu dizains ierīkots tā, ka vienā pusē ceļam redzama mežaudze, kura bijusi jau pirms grāvju ierīkošanas 1960.gadā, bet otrā – mežaudze, kura veidojusies pēc grāvju izrakšanas (36.attēls). Mežaudzes ražības novērojumi apliecina, ka, veicot savlaicīgu retināšanu, audzes kopkrāja 100 gadu vecumā (retināšanā izcirstais koksnes apjoms un krāja cērtamā vecumā kopā) var sasniegt pat 800-900 m³ uz ha.



Attēls 35. Priežu audzes Kiikala mežu pētīšanas stacionārā. Kreisajā pusē mežaudze veidojusies pēc 1960.gada, labajā – 20.gadsimta sākumā.

Vilpula meža pētīšanas stacionārā grāvju sateces baseina mērījumi tiek veikti pilnīgi automātiski, izmantojot 37.attēlā redzamo ierīci, kuras darbību iespējams nodrošināt cauru ziemu. Darbības princips ir līdzīgs kā pārgāznei, tikai ierīce ir kompaktāka; arī dati tiek saglabāti elektroniskā formā jau uzreiz mērīšanas gaitā. Šis modelis uzskatāms par ļoti precīzu, un iegūtā informācija izmantojama ūdens bilances vienādojumu izveidē. Mežaudzē blakus noteces mērītājam ierīkots eksperiments, kurā tiek analizēta ūdens un barības vielu cirkulācija pa koka stumbru. 38.attēlā redzams mērierīču izvietojums mežaudzē.



Attēls 36. Noteces mērījumu stacija Vilpula mežu pētīšanas stacionārā



Attēls 37. Mērījumu veikšana ūdens cirkulācijas noteikšanai koka stumbrā

Īsā SMEAR I un II (Stations for Measuring Ecosystem Atmosphere Relations) apmeklējumā guvu nelielu priekšstatu par to, ka praktiski tiek veikti SEG emisiju mērījumi. Stacijā izvietoto mērinstrumentu mērķis ir spēt modelēt dažādus meža ekosistēmas procesus paātrinātā veidā, precīzi uzmērot gan ūdens un barības vielu pieplūdi, gan emitēto siltumnīcas gāzu apjomu, kā arī noteci. 39.attēlā gūstams priekšstats, kā izskatās šī stacija.



Attēls 38. SMEAR I un II stacija netālu no Hyytiälä meža pētīšanas stacijas

Atceļā uz Vantaa tika apmeklēta vēl viena meliorācijas sistēma, kurā ierīkota gan buferzona (40.attēls), gan sedimentācijas bedre (41.attēls). Secinājumi, līdzīgi kā iepriekš, ir sekojoši:

1. Sedimentācijas bedre aiztur sedimentācijas daļiņas, bet ne minerālvielas, kas izskalojas no kūdras augsnēm pēc grāvju izveides un renovācijas. Ar šo uzdevumu daudz veiksmīgāk tiek galā buferzonas.

2. Sedimentācijas bedrei grāvju sistēmās uz kūdras augsnēm ir ļoti grūti piekļūt ar tehniku, lai bedri iztīrītu, līdz ar to tas parasti netiek darīts.

3. Buferzona papildus nodrošina, ka ūdens no upes nenonāk meliorācijas sistēmā arī palu laikā, neradot sedimentu izskalošanu un papildus eroziju.



Attēls 39. Buferzona sateces baseinā netālu no Kiikala



Attēls 40. Sedimentācijas bedre Kiikala ūdens aizsardzības eksperimentā

Secinājumi:

1. Sedimentācijas bedres meliorācijas sistēmās uz kūdras augsnēm jau kādu laiku Somijā uzskatāmas par neefektīvām sedimentu un barības vielu aizturētājām.
2. Meliorācijas sistēmās nosusinātās minerālaugsnēs sedimentācijas baseiniem ir jābūt liela izmēra (atšķiras viedoklis, cik lieliem tiem jābūt); tie var tikt apvienoti ar ūdens ņemšanas un meža dzīvnieku dzirdināšanas baseiniem. Jebkurā gadījumā palu ūdeņi nedrīkst nekontrolēti izskalot sedimentu slāni no bedres upē. Tas būtu jānodrošina ar līkas caurtekas palīdzību, kurā notiktu ūdens plūsma **tikai** virzienā uz upi.
3. Meliorācijas sistēmu sedimentācijas bedres ir jātīra regulāri, vadoties pēc situācijas dabā, kas atkarīga gan no noteces ātruma, gan augsnes sastāva, gan grāvju krastu erozijas pakāpes. Sedimentācijas bedrei grāvju sistēmās uz kūdras augsnēm ir ļoti grūti piekļūt ar tehniku, lai bedri iztīrītu, līdz ar to tas parasti netiek darīts Laika sprīdis, kurā ūdenim no meliorācijas sistēmas būtu „jāuzturas” baseinā, ir vismaz 10 minūtes.
4. Buferzona uz kūdras augsnes ar mazražīgu mežaudzi ir optimāls paņēmieni, lai novērstu N, P un sedimentācijas daļiņu nonākšanu ūdenstecē, taču buferzonas platībai jābūt vismaz 1% no grāvju sateces baseina platības.
5. Noteces mērījumus uz grāvjiem iespējams veikt automātiski, izveidojot mūsdienīgas, bet ne dārgas novērošanas stacijas.
6. Buferzona papildus nodrošina, ka ūdens no upes nenonāk meliorācijas sistēmā arī palu laikā, neradot sedimentēto daļiņu izskalošanu un papildus eroziju.

3. Erozijas risku izvērtējums (J.Donis, J.Zariņš)

3.1. Ievads

3.1.1. Uzdevumi

1. Veikt kartogrāfiskā materiāla izpēti un objektu atlasīšanu saistībā ar aizsargjoslu izvērtējumu, izmantojot ĢIS datus. Atbilstoši metodikas uzdevumiem un pieejamajiem kartogrāfiskajiem un datu materiāliem, izvēlēties divas modeļteritorijas.
2. Apkopot, digitalizēt un sagatavot metodikas aprobācijai nepieciešamos datus, izveidot pētījuma teritorijas digitālo datu bāzi, sagatavot datu analīzes modeļa prototipu, izmantojot ArcGIS programmatūras risinājumus.
3. Apsekot divas kontroles teritorijas modeļa rezultātu pārbaudei.
4. Analizēt un salīdzināt modeļa un pārbaudes rezultātus.

3.1.2. Izpilde

Izvēlētas divas modeļteritorijas (pa vienai Kurzemē un Vidzemē) ar atbilstošu reljefa vidi un 2011.gadā veiktu saimniecisko darbību. Rezervei izvēlētas papildus četras modeļteritorijas.

Izvēlētajām modeļteritorijām sagatavots kartogrāfiskais materiāls, topogrāfiskā informācija, meža valsts reģistra kartogrāfiskais un datu bāzes materiāls. Papildus sagatavots četru rezerves modeļteritoriju kartogrāfiskais materiāls. Apkopoti uz ArcGIS programmatūras balstīti datu analīzes modeļu prototipi.

Apsekotas modeļteritorijas analīzes modeļu rezultātu kalibrācijai/pārbaudei. Veikta iegūto rezultātu analīze.

3.2. Materiāls un metodika

3.2.1. Pamatprincipi

Meža teritoriju zonējums no potenciālo erozijas draudu viedokļa ir izmantojams stratēģiskai plānošanai, un ir noderīgs riska faktoru novērtēšanai un riska teritoriju izdalīšanai, pieņemot, ka saimnieciskās darbības vai kādu nevēlamu notikumu rezultātā, piem., ugunsgrēks, rezultātā pilnībā tiek iznīcināts augājs un zemsega, tādējādi atsedzot augsnes minerālo daļu.

Izstrādājot meža zonējumu no erozijas draudu viedokļa, tiek ņemti vērā šādi rādītāji:

- 1) **klimate** (nokrišņu gada daudzums, diennakts maksimālais nokrišņu daudzums, sadalījums pa sezonām, mēnešiem, lietusgāžu intensitāte, ūdens krājums sniegā, vēja režīms (ātrumu, virzienu struktūra laikā un telpā),
- 2) **reljefs** (nogāžu slīpums, garums un forma, relatīvie augstumi t.sk. vietējo erozijas bāžu dziļums),
- 3) **augšņu raksturojums** (augšņu sadalījums pa tipiem, meh. sastāvu, struktūru).

Izstrādājot **augšņu erozijas draudu** zonējumu saimnieciskās darbības plānošanai papildus iekļaujami sekojoši rādītāji:

- 4) **Augāja raksturojums** objektā (klājums, stāvoklis, sugas) un saimnieciskās darbības potenciālās ietekmes novērtējums, kas izpaužas kā augsnes daļēja atsegšana, piem., sagatavojot augsni, daļēji vai pilnībā novācot augāju – kokaudzi, paaugu, zemsedzi;
- 5) **Novērtējamā objekta lielums** (forma, platība);

6) Blakus esošu objektu (teritoriju novērtējums). Blakus esošo teritoriju relatīvais augstums, audžu struktūra, kokaudzes augstums.

Par svarīgākajiem riska faktoriem, kas var apdraudēt meža augsnes aizsargājošo f-ju izpildi, uzskatāmi:

- Kokaudzes un zemsedzes iznīcināšana vējam atklātās vietās un/vai nogāzēs;
- Augsnes sablīvēšana un struktūras iznīcināšana:
 - a) Rekreatīvo slodžu (izmīņāšanas t. sk. arī velosipēdistu izbraukāšanas) rezultātā
 - b) Mežizstrādes rezultātā
 - c) Mākslīgas izcelsmes vai dabisku ugunsgrēku rezultātā.

3.2.2. Vēja erozijas draudu novērtējuma metodika

Klimata (vēja režīma) raksturojums:

Novērtējot vienu no klimatiskajiem rādītājiem - vēju, izmantos citos LVMI Silava projektos iegūto informāciju par ilglaicīgajiem klimatiskajiem apstākļiem Latvijā. Balstoties uz tiem, izveidos vēja erozijas riska karti, ņemot vērā varbūtību, ka vidējais vēja ātrums 10m augstumā pārsniedz 10ms^{-1} . Atbilstoši tam tiks izstrādāta skala vēja klimata nozīmīgumam.

Reljefa raksturojums

Atbilstoši pieejamajam kartogrāfiskajam un datu materiālam, tiks izvēlētas divas modeļteritorijas. Attiecīgi digitizēta informācija, lai izveidotu digitālo virsmas modeli (DTM).

Augsnes raksturojums

Atbilstoši citu valstu pieredzei, augsnes erozijas draudi ir atkarīgi no augsnes tipa (skat. 17.tabulu). Pētījuma gaitā paredzēts pārbaudīt šīs metodikas piemērotību Latvijas apstākļiem.

Tabula 17.

Faktoru vērtības vēja erozijas draudu potenciāla noteikšanai

Vietas faktori	Faktora līdzdalības pakāpe			
	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Klimats, vēja faktors (punkti)	Zems 2	Vidējs 4	Augsts 6	Ļoti augsts 8
Reljefa elements (punkti)	Paliene, Ielejas 1	Ieplaka 2	Līdzenums 3	Paugurs, Valnis 4
Ekspozīcija (punkti)	Līdzens, A, ZA 1	DA 2	ZR, D, Z 3	Virsošne, R, DR 4
Izvietojums nogāzē (punkti)	Pamatne 1	Lejas daļa 2	Vidējā daļa 3	Augstākā daļa 4
Augsnes augšējā slāņa meh. sastāvs (0-15cm) (punkti)	Putekljains smilšmāls, Smilšmāls, Māls Kūdra 1	Mālsmilts, Putekljaina mālsmilts 2	Saistīga smilts, Lesveida smilts 4	Irdena smilts, Nosusināta kūdra 6
Augsnes erozijas riska novērtējums (punkti kopā)	Zems <10	Vidējs 10-15	Augsts 16-21	Ļoti augsts >21

Reālās augsnes erozijas iespējamības novērtējumam papildus iekļaujami rādītāji:

- Saglabājamā augāja segums. Ja saglabāts augājs pilnībā – vēja erozija vērtējama kā zema, neatkarīgi no erozijas potenciāla. Ja augājs iznīcināts pilnībā, tad vēja erozijas draudi ir atbilstoši potenciālajam.
- Ja atklātās vietas (izcirtuma platums, nocērtamā nogabala platums) izteikts meža sienas augstumos H,m) ir mazāks par 3H, tad reālās vēja erozijas draudi uzskatāmi par zemiem, lielāks, par 5H, tad atbilstoši riska novērtējuma tabulai.

Erozijas ietekmējošo faktoru vērtības pieņemtas atbilstoši LVMI Silava projektos iegūtās informācijas savtarpējam nozīmīgumam, bet var tikt koriģētas atbilstoši šajā projektā un sekojošos iegūtām atziņām.

3.2.3. Ūdens radītās augsnes erozijas riska noteikšanas metodikas izstrāde

Tā kā pašreiz nav Latvijas apstākļiem izstrādātas ūdens erozijas ietekmes novērtējuma tabulas, kā pārbaudāmais risinājums ir Britu Kolumbijas meža kodeksā ietvara vadlīnijās ieteiktā riska novērtējuma metodikas (Hazard assessment keys for evaluating site sensitivity to soil degrading processes guidebook. 2nd ed..1999) piemērotības novērtējums Latvijas apstākļiem (skat. 18.tabulu).

Tabula 18.

Faktoru vērtības ūdens erozijas (virszemes plūsmu) draudu potenciāla noteikšanai

Vietas faktori	Faktora līdzdalības pakāpe			
	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Klimats, nokrišņu faktors (punkti)	zems 2	Vidējs 4	augsts 6	ļoti augsts 8
Topogrāfija - nogāzes gradients (%) (punkti)	0-10 1	11-20 3	21-50 6	>50 9
garums/ vienveidība* (punkti)	īss komplekss 1	īss vienveidīgs 2	garš komplekss 3	garš vienveidīgs 4
Ūdens plūsmu ierobežojošā slāņa dziļums) (cm)** (punkti)	>90 1	61-90 2	30-60 3	<30 4
Augsnes augšējā slāņa ūdens uztveršanas spēja*** (0-15cm) (punkti)	Vidējs māls. Smags māls. Smags putekļmāls 1	Viegls putekļu māls. Viegls māls. Smaga rupja māls 2	Smaga māls māls Smilšmāls 4	Putekļi, Putekļains smilšmāls, Smaga smalka māls māls Māls Smilts 8
Augsnes virsējā slāņa (0- 15cm) ^a rupjie fragmenti ****(%) (punkti)	>60 1	31-60 2	16-30 3	<16 4

Vietas faktori	Faktora līdzdalības pakāpe			
	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Augsnes zemāko slāņa caurlaidīgums (16-60) ^a tekstūra	Smilts Mālsmilts Smaga mālsmilts Smaga smalka mālsmilts	Smilšmāls Putekljains smilšmāls Putekļi	Viegls māls Smaga rupja mālsmilts Viegls putekļu māls	Smags māls Vidējs māls Smags putekļu māls
(punkti)	1	2	3	4
Augsnes erozijas riska novērtējums ^b (punkti kopā)	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
	<16	16-22	23-31	>31
Saīsinātais novērtējums	<12	12-16	16-22	>22

a Ja divas dažādas tekstūras, vai rupjo fragmentu īpatsvars sastopams dažādos dziļumos, pieņem to, kas dod vairāk punktu.

b Augsts augsnes erozijas draudu līmenis var būt arī lēzenās, bet garās un vienveidīgās nogāzes nelabvēlīgu apstākļu sakritības gadījumā.

*Īsa nogāze - vienveidīga nogāze īsāka par 150m (Attālums starp augstāko un zemāko punktu, kurā ūdens plūsma netiek traucēta). Gara nogāze - vienveidīga nogāze garāka par 150 m (Attālums starp augstāko un zemāko punktu, kurā ūdens plūsma netiek traucēta). Abās modeļteritorijās nogāzes noteiktas kā īsas.

**Ūdens ierobežojošs slānis ir slānis, kas ierobežo ūdens kustību uz leju. Tas var būt ūdens necaurlaidīgs rūsas slānis, māla paslānis, pamatiezis, vai patstāvīgs ūdens līmenis. Šajā projektā netiek vērtēts, atbilstoši samazinot kopējo riska novērtējumu.

***Augsnes ūdens uztveršanas spēja, ūdenscaurlaidība pēc starptautiskās augšņu klasifikācijas (Kārklīšs, 1995).

**** Rupjie fragmenti – daļiņas, kuru diametrs lielāks 2mm. Šajā projektā netiek vērtēts, atbilstoši samazinot kopējo riska novērtējumu.

Reālos ūdens erozijas draudus ietekmē augāja saglabāšana vai esamība. Ja saglabāts augājs pilnībā, tad erozijas draudi uzskatāmi par zemiem.

3.2.4. Lauku darbi erozijas draudu novērtēšanas metodikas precizēšanai

Plānotajās modeļteritorijās izlases veidā apsekoti tajos sastopamos dominējošajos meža tipu nogabalus, un novērtēta augšņu tipu saistība ar meža tipiem modeļteritorijā izmantojot vienkāršotas metodikas - seklajos atsegumos nosakot augšņu tipu atbilstoši Latvijas augšņu klasifikācijas sistēmai un mehānisko sastāvu (granulometrisko sastāvu) pēc aptuvenās metodes lauku apstākļos (Kārklīšs, 2008). Par pamatu ņemot meža tipu un augšņu atbilstību (Boruks et al., 1993), pārbaudāma vai iespējams noteikt erozijas risku izmantojot mežsaimniecības praksē lietoto meža tipu vai bonitāti.

Lai precizētu, kādi ir reālie erozijas draudi, gadījumā, ja augājs iznīcināts daļēji (piem., sagatavojot augsni), vai atklātās vietas lielums ir robežās no 3-5H, modeļteritorijās apsekoti izlases veidā 10 svaigi (2011.g.) izcirtumi, lai novērtētu erozijas (vēja vai ūdens radīto) pazīmju esamību objektos, attiecīgi fiksējot erozijas skarto laukumu platību un attālumu no meža sienas, vai novietojumu reljefā.

3.2.5. Lauku darbi augsnes mehāniskā sastāva novērtējumam

Kopā sausieņu meža tipos augsnes mehāniskais sastāvs noteikts 10 izcirtumos un 25 mežaudzēs. Izvēlētajos izcirtumos augsnes mehāniskais sastāvs novērtēts 10 uzskaites laukumos, kas izvietoti regulārā kvadrātveida tīklā. Katrā uzskaites laukumā mehāniskais sastāvs novērtēts 2 vietās (starp mineralizētajām joslām un mineralizētajā joslā) ne tālāk kā trīs metrus no uzskaites laukuma centra un 2 dziļumos (10cm un 30cm). Katrā uzskaites laukumā novērtēts meža tips. Mežaudzēs katrā nogabalā augsnes mehāniskais sastāvs novērtēts 5 brīvi izvēlētos uzskaites laukumos.

Uzskaites laukumu centru izvēles kritēriji:

- attālums starp uzskaites laukumu centriem vismaz 10m;

- uzskaites laukums atbilst nogabala meža tipam.
Katrā uzskaites laukumā augsnes mehāniskais sastāvs novērtēts 1 vietā divos dziļumos (10cm un 30cm). Augsnes mehāniskais sastāvs noteikts 4 gradācijas klasēs (Kārklīšs, 2008):
 - smilts (S) – nevar izveidot stienīti 7mm diametrā, nenotriepj pirkstus, nav miltains, smalkās daļiņas pirkstos neplūst;
 - mālsmilts (mS) - nevar izveidot stienīti 7mm diametrā, nav miltains, graudains, sīkās daļiņas izrāda vāju plūšanas spēju starp pirkstiem, viegli pielīp pie pirkstiem;
 - smilšmāls (sM) – iespējams izveidot stienīti 3-7 mm diametrā, taču tas lūzt, ja veido gredzenu 2-3 cm diametrā, materiāls ir vidēji saistīgs, pielīp pie pirkstiem;
 - māls (M) – iespējams izveidot stienīti, kas tievāks par 3 mm diametrā, un izveidot gredzenu 2-3 cm diametrā, materiāls ir saistīgs, pielīp pie pirkstiem.

3.2.6. Izejas dati

Modeļteritoriju erozijas risku izvērtēšanai kritērijiem – ekspozīcijai, izvietojums nogāzē, nogāzes gradients, modeļteritorijām apkopots un izmantots reljefa datu iegūšanas kartogrāfiskais materiāls:

- Topogrāfiskās kartes augstuma horizontāļu digitālie dati;
- Nelielu teritoriju LIDAR dati.

Reljefa datu atlasei un sagatavošanai izmantoti ArcGIS Basic standarta risinājumi.

Modeļteritoriju erozijas risku izvērtēšanai kritērijiem, kas saistīti ar augsnes īpašībām, apkopots un izmantots Meža valsts reģistra kartogrāfiskais un datu bāzes materiāls, ar atbilstošu meža tipa pazīmi.

Klimata – vēja faktoru un klimata – nokrišņu faktora kritēriji, atbilstoši LVMI Silava iepriekš veiktiem pētījumiem (Donis et al., 2000), pieņemti:

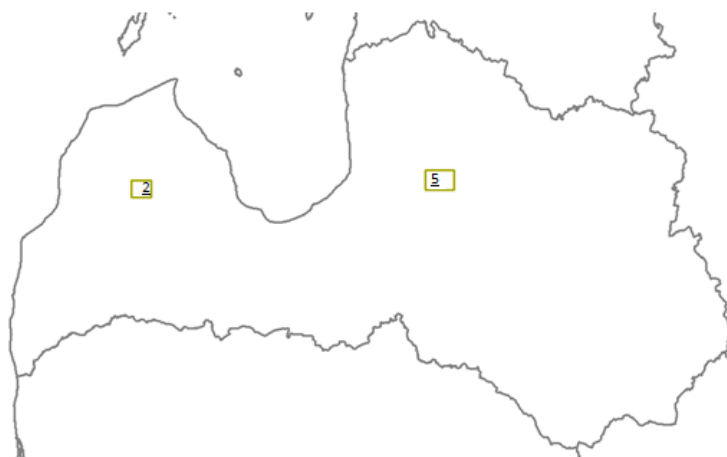
- Modeļteritorijai Nr.2 vēja faktors – augsts, nokrišņu faktors – vidējs;
- Modeļteritorijai Nr.5 vēja faktors – vidējs, nokrišņu faktors – vidējs.

3.2.7. Modeļteritoriju izvēle

Veicot modeļteritoriju izvēli, projekta uzdevumu izpilde vadījās pēc sekojošiem kritērijiem:

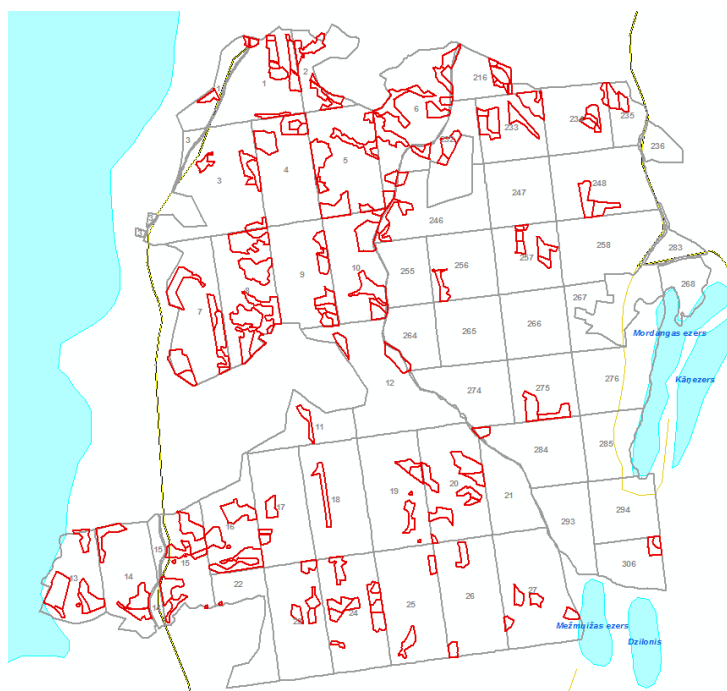
- Teritorijā atrodas 2011.gada cirsmu koncentrācija, kas nodrošina plašāku apsekojamo teritoriju izvēli;
- Sausieņu meža tipi – ar augsnes sastāvu ar lielāko iespējamo erozijas risku;
- Daudzveidīgi, sarežģīti reljefa apstākļi, kas nodrošina dažādu ar reljefu saistīto reljefa risku klātbūtni teritorijā

Atbilstoši izvēlētajiem atlases kritērijiem, no visām atlasītajām modeļteritorijām izvēlētas divas modeļteritorijas (42., 43. un 44.attēls).



Attēls 41. Izvēlētās modeļteritorijas

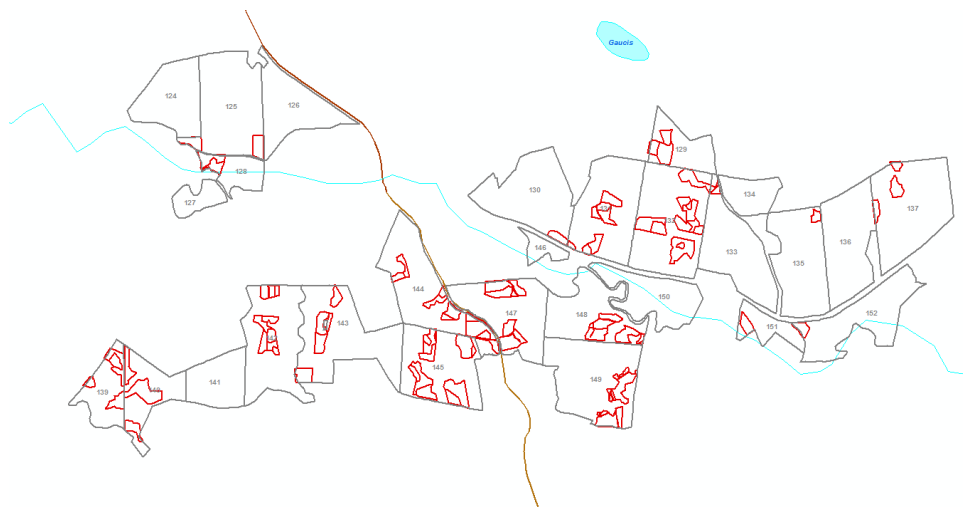
4.2.7.1. Modeļteritorija Nr.2. Usmas – Mordangas masīvs



Attēls 42. Usmas – Mordangas masīvs, kvartāli, 2011.gada cirsma

Usmas – Mordangas masīvs atrodas Ventaszeme ainavzemes teritorijā bijušo Rendas un Ģibuļu pagastu teritorijās atrodas starp Usmas ezeru un Mordangas ezeru grupu. Teritorijā sastopamas iekškontinentālas kāpas, kuru nogāzēs izplatīta gravu veidošanās (Rendas pagasta teritorijas plānojums). Dominē smilts, mālsmilts, smilšmāla augsnes. Mežu teritorijās virs 70% sausieņu meža tipu platības. Teritorijā 2011.gadā veikta mežsaimniecisko darbu optimizācija.

4.2.7.2. Modeļteritorija Nr.5. Amatas masīvs



Attēls 43. Amatas masīvs, kvartāli, 2011.gada cirkas

Amatas masīvs atrodas Vidzemes augstienes ainavzemes teritorijā Amatas novada teritorijā. Amatas novada robežās reljefs ir izteikti un sarežģīti paugurains (Amatas novada attīstības programma 2013.-2019.gadam). Mežu teritorijās virs 80% sausieņu meža tipu platības. Teritorijā 2011.gadā veikta mežsaimniecisko darbu optimizācija.

3.3. Rezultāti un diskusija

3.3.1. Virsmas datu analīze

No topogrāfiskās kartes augstuma līknēm un LIDAR datu *.las failiem, izmantojot ArcGIS Basic standarta risinājumus, sagatavoti modeļteritoriju digitālie virsmas modeļi - DTM.

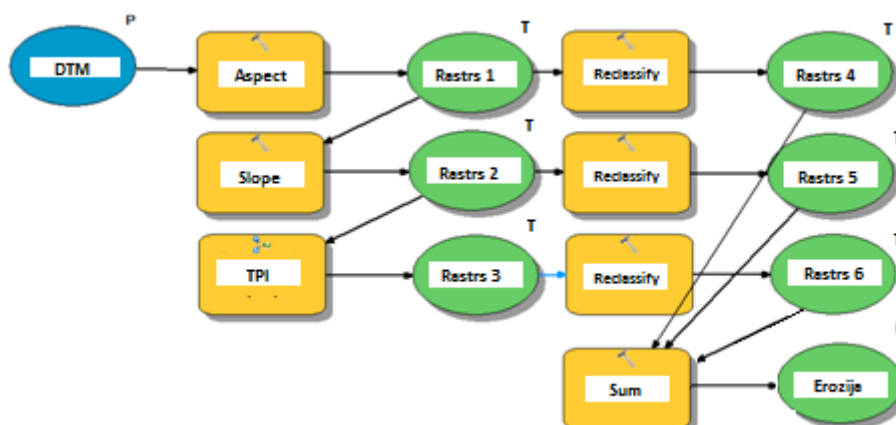
Izmantojot DTM un ArcGIS Basic standarta risinājumus veikta virsmas datu analīze. Vēja erozijas faktoru novēlēšanai sagatavoti modeļteritoriju rastra kartes:

- Reljefa elements;
- Ekspozīcija - Aspect;
- Izvietojums nogāzē – topogrāfiskās pozīcijas indekss.

Ūdens erozijas faktoriem:

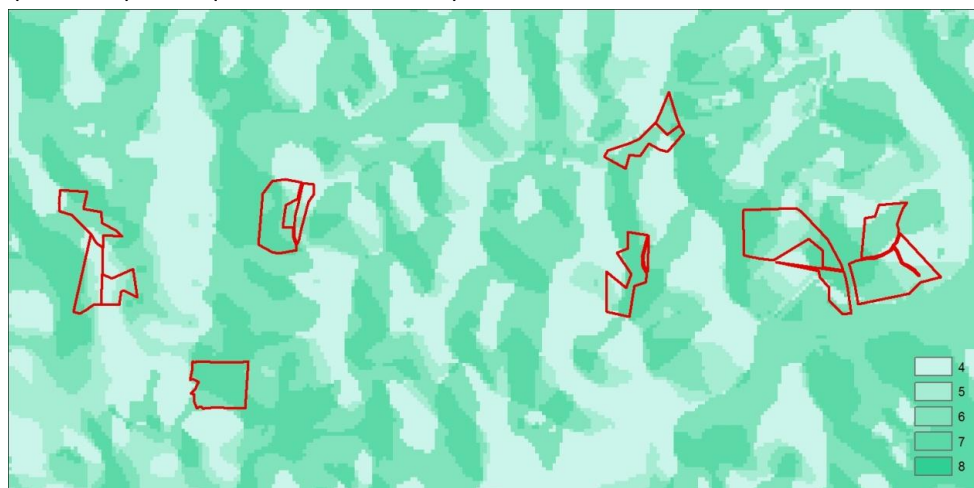
- Topogrāfija, nogāzes gradients (%) – Slope;
- Nogāzes garums – vienveidība.

Reljefa datu analīze apkopota ArcGIS datu analīzes modeļa prototipā (45.attēls).



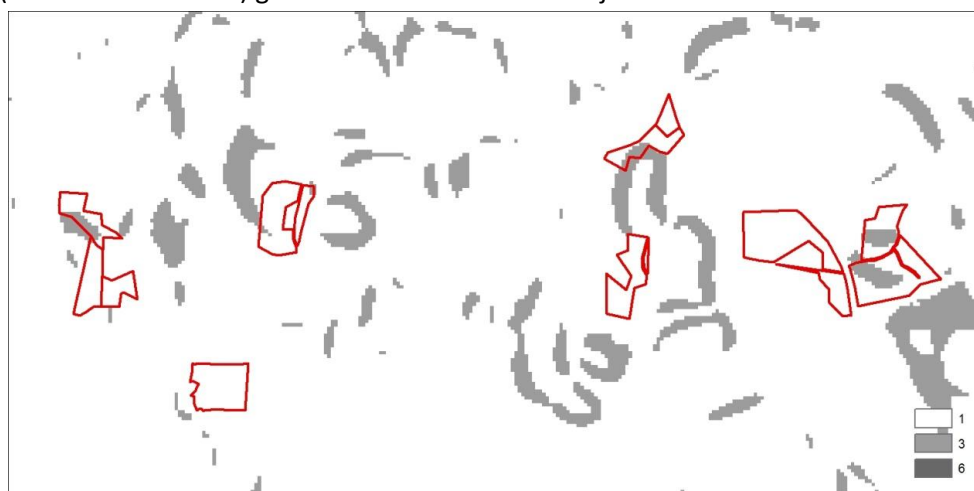
Attēls 44. Virsmas datu analīzes modeļa prototipa abstrakta shēma.

Atbilstoši metodikas erozijas kritēriju tabulai sagatavotās rastra kartes reklasificētas pēc vērtību riska pakāpes (Spatial Analyst – Reclassify). Sekojoši vēja erozijas risku reklasificētās rastra vērtību kartes apvienotas (46.attēls) vienā (Cell statistics – sum).



Attēls 45. Vēja erozijas risku reljefa kritēriju rastra karte modeļteritorijai Nr.5

Ūdens erozijas reljefa kritēriju sadaļa realizēta pie slīpuma reklasificētajām vērtībām (47.attēls), pieskaitot (Cell statistics – sum) garuma – vienveidības kritērija vērtību.

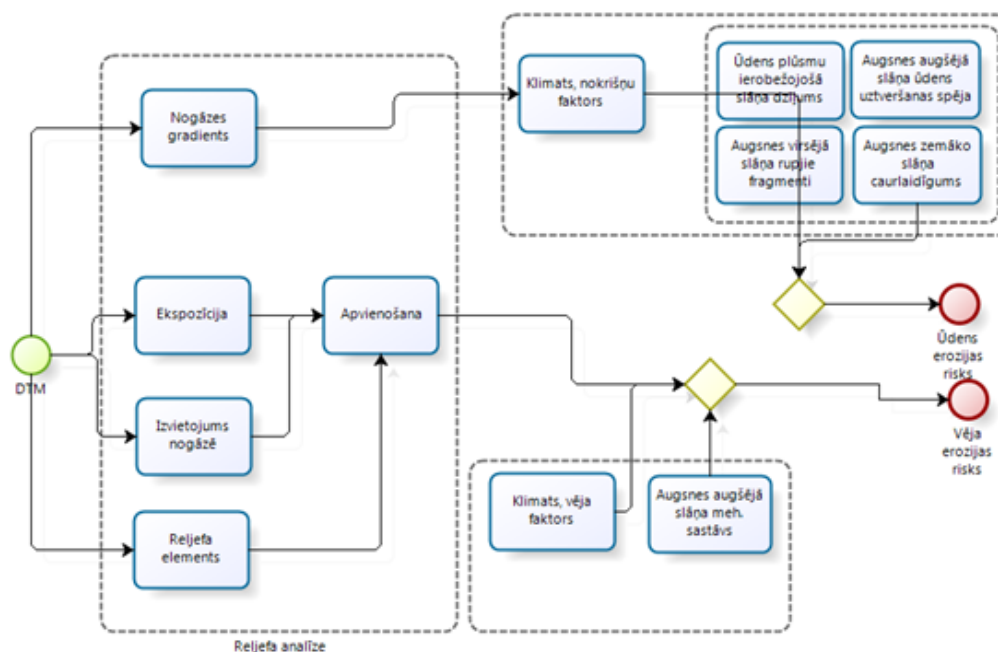


Attēls 46. Ūdens erozijas risku reljefa kritēriju vērtību rastra karte modeļteritorijai Nr.5

3.3.2. Kopējās riska pakāpes noteikšana

Pēc virsmas erozijas risku rastra karšu sagatavošanas, pievieno klimata faktoru (attiecīgi vēja un nokrišņu) un augsnes faktoru riska vērtības. Klimata faktori konstanti un pieņemti katrai modeļteritorijai, atbilstoši LVMI Silava iepriekš veiktiem pētījumiem. Augsnes erozijas kritēriji katrā modeļteritorijā apsekojamiem nogabaliem ņemti, izejot no nogabala meža tipa augsnes mehāniskā sastāva (skat.13.pielikumu).

Reljefa analīzi veicot visai modeļteritorijai, erozijas risku teritorijas klasificējas neatkarīgi no meža nogabaliem. Lai apvienotu reljefa kritērijus ar attiecīgā nogabala augsnes kritērijiem, reljefa datus apvieno ar nogabalu poligoniem, aprēķinot vidējo reljefa kritēriju vērtību katrā nogabalā. Sekojoši saskaitot kopā reljefa, klimata un augsnes erozijas kritērijus, iegūst kopējo katra nogabala vēja un ūdens erozijas riska novērtējumu (48.attēls).



Attēls 47. Kopējā vēja un ūdens erozijas riska noteikšanas shēma.

3.3.3. 2011.gada cirsmu teritoriju novērtējums un apsekošana

Katra izvēlētajā modeļteritorijā atlasīti 10 2001.gada cirsmu nogabalu teritorijas. Nogabali izvēlēti ar iespējami sarežģītāku un daudzveidīgāku reljefa struktūru. Apsekošana veikta pēc augsnes sagatavošanas, jo, atbilstoši metodikas uzstādījumam, teritorijās, kurās pilnībā saglabāts augājs, erozijas risks uzskatāms kā zems.

Modeļteritorijā Nr.2 izvēlētas 2011.gada cirsmas 27,2ha un modeļteritorijā Nr.5 – 18ha platībā (19.un 20. tabula).



Tabula 19.

Cirsmu saraksts ar vidējām vērtībām modeļteritorijā Nr.2.

KvApg	Kvartāls	Nogabals	Platība	Meža tips	Bonitāte	Ciršanas gads	Cirtes veids
202	2	37	1,2	Ln	2	2011	Kailcirte
202	7	5	4	Ln	2	2011	Kailcirte
202	8	15	4,2	Dm	3	2011	Kailcirte
202	9	13	2,7	Mr	3	2011	Kailcirte
202	14	19	5	Ln	3	2011	Kailcirte
202	16	12	2,5	Mr	3	2011	Kailcirte
202	19	3	1,4	Mr	3	2011	Kailcirte
202	24	16	1,9	Dm	2	2011	Kailcirte
714	235	3	1,2	Dm	0	2011	Izl.c.ped.p.
714	275	19	3,1	Dm	2	2011	Kailcirte

Tabula 20.

Cirsmu saraksts ar vidējām vērtībām modeļteritorijā Nr.5.

KvApg	Kvartāls	Nogabals	Platība	Meža tips	Bonitāte	Ciršanas gads	Cirtes veids
411	142	11	1,1	Dms	2	2011	Kailcirte
411	144	18	1	Dm	2	2011	Kailcirte
411	144	33	3,7	Dm	1	2011	Kailcirte
411	144	16	0,4	Dm	2	2011	Kailcirte
411	142	19	1,1	Dm	2	2011	Kailcirte
411	143	34	2,1	Dm	2	2011	Kailcirte
411	145	3	1,5	Dm	2	2011	Kailcirte
411	143	9	2,2	Dm	2	2011	Kailcirte
411	142	21	0,7	Db	3	2011	Kailcirte
411	147	20	4,2	Dm	2	2011	Kailcirte

Atbilstoši erozijas metodikas novērtējumam, visi apsektie nogabali kvalificēti kā zema vai vidēja riska. Apsekojot dabā, konstatēta pa vienai nebūtiskai (zem 1%) erozijas vietām (no 10 stāvpunktiem) divos nogabalos apsektajos nogabalos modeļteritorijā Nr.2 (21.tabula).

Tabula 21.

Erozijas kopējais novērtējums

TERITORIJA	OBJEKTS	Ūdens erozijas risks/balles	Vēja erozijas risks/balles	Konstatētā erozija
2	202-14-19	8	18	-
2	202-16-12	8	16	0,1*
2	202-19-3	8	17	-
2	202-2-37	8	16	-
2	202-24-16	10	15	0,1*

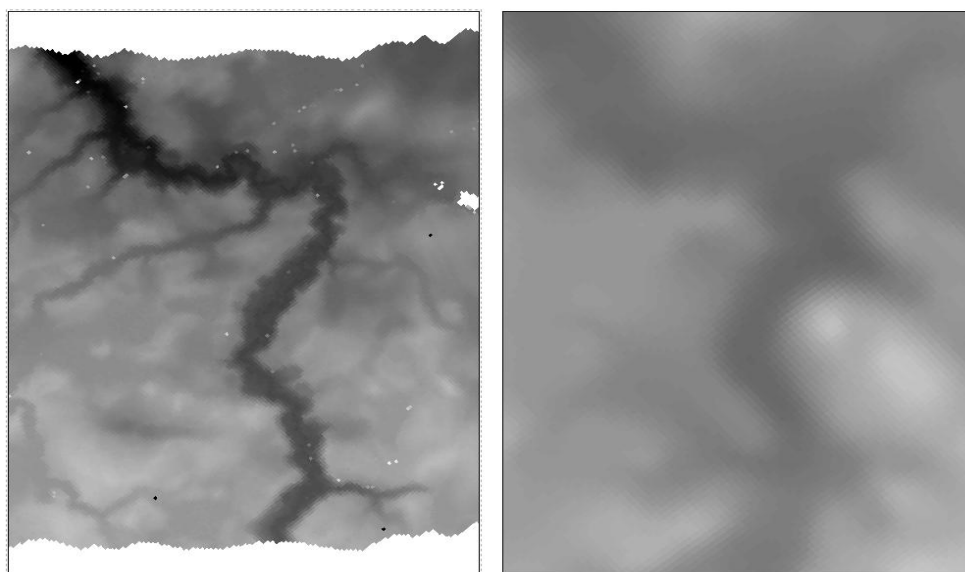
TERITORIJA	OBJEKTS	Ūdens erozijas risks/balles	Vēja erozijas risks/balles	Konstatētā erozija
2	202-7-5	8	16	-
2	202-8-15	10	15	-
2	202-9-13	8	17	-
2	714-235-3	10	14	-
2	714-275-19	10	14	-
5	411-142-11	8	12	-
5	411-142-19	8	12	-
5	411-142-21	8	13	-
5	411-143-34	7	12	-
5	411-143-9	9	13	-
5	411-144-16	7	13	-
5	411-144-18	8	12	-
5	411-144-33	7	13	-
5	411-145-3	8	13	-
5	411-147-20	8	12	-

*Nebūtiska erozija vienā no desmit nogabala stāvpunktiem.

Teritorijā Nr.2 vidējais vēja erozijas risks 16, ūdens erozijas risks – 9. Modelīteritorijā Nr.5, attiecīgi 13 un 8. Atšķirība starp vēja erozijas risku novērtējumiem abām teritorijām galvenokārt pamatā uz abu teritoriju atšķirīgā vēja klimata faktora novērtējuma.

3.3.4. Dažādu virsmas datu izmantošanas salīdzinājums

Uz reljefa datiem bāzēto erozijas riska faktoru aprēķinam kā izejas datus iespējams izmantot topogrāfiskās kartes datus, lāzerskenēšanas LIDAR datus vai reljefa elementus novērtēt katrā cīsmā, izmantojot klinometru, vizuālo novērtējumu. Katrai reljefa novērtēšanas metodei nepieciešamie izejas dati dažādi pēc to iegūšanas izmaksām (no lētākiem topogrāfiskās kartes, sekojoši LIDAR un beidzot ar zemes novērojumiem), kā arī pēc to detalizētības, no precīzākiem Zemes novērojumiem, sekojoši LIDAR un mazāk detalizētiem topokartes datiem (49.attēls).



Attēls 48. Teritorijas Nr.5 daļas LIDAR (pa kreisi) un topokartes (pa labi) detalizācija.

Salīdzinot nogabalu teritoriju reljefa erozijas risku kritērijus tiem nogabaliem, kuriem pieejami gan topokartes, LIDAR un daļai zemes novērojumi, novērtējums samērojams (22.tabula).

Tabula 22.

Reljefa izejas datu salīdzinājums pēc erozijas riska ballēm

TERITORIJA	OBJEKTS	LIDAR	TOPO	ZEMES
2	714-276-30	6	6	6
2	714-285-6	5	5	4
2	202-7-5	6	5	5
2	202-8-15	6	6	7
5	411-142-11	5	5	NA
5	411-142-19	6	5	NA
5	411-142-21	5	6	NA
5	411-143-34	5	5	NA
5	411-141-4	6	7	NA
5	411-142-10	6	5	NA
5	411-143-35	6	6	NA

Cirsmu novērtējums no topogrāfiskām kartēm vidēji ar nedaudz augstāku riska līmeni nekā no zemes novērojumiem. Iemesls - 2 teritorija dominē Sl, Ln ar dažādiem iespējamiem augšņu sastāviem. Sākot no mālsmilts līdz smiltij. Automatizēti no topogrāfiskajā kartēm novērtējot, pievienots maksimālais novērtējums meža tipā iespējamiem augšņu tipiem. Reāli novērtējot vairāk augsnes, kas dod zemāku riska novērtējumu. Tomēr vidējais vērtējums iekļaujas diapazonā no zema līdz vidējam.

3.3.5. Augsnes paraugu salīdzināšana ar meža tipu teorētisko sastāvu

Analīzē izmantoti dati par 224 augsnes paraugiem (izcirtumos izmanto tikai tos augsnes paraugus, kuri iegūti starp mineralizētajām joslām). Apsekotajos nogabalos augsnes mehāniskais sastāvs starp izcirtumiem un mežaudzēm neatšķiras (23.tabula).

Auglīgajos meža tipos (Dm; Vr) augsnes mehāniskais sastāvs gan 10cm, gan 30 cm dziļumā sakrīt ar teorētisko augsnes mehānisko sastāvu (Boruks, 2001). Mazauglīgajos meža tipos (Sl;Mr;Ln) 10 cm dziļumā visos uzskaites laukumos konstatētas mālsmilts augsnes, bet teorētiskais augsnes mehāniskais sastāvs ir smilts, savukārt 30 cm dziļumā Sl visos gadījumos konstatēta smilts augsne, kas sakrīt ar teorētisko augsnes mehānisko sastāvu. Taču starp smilts un mālsmilts mehānisko sastāvu atšķirību lauku apstākļos ir grūti noteikt, tādēļ šīs atšķirības starp konstatēto un teorētisko mehānisko sastāvu var uzskatīt par nebūtiskām.

Uzskaites laukumu skaits atkarībā no meža tipa un augsnes mehāniskā sastāva

MT	Teorētiskais augšne	Mežaudzes				Izcirtumi				Kopā			
		S	mS	sM	M	S	mS	sM	M	S	mS	sM	M
10 cm dziļumā													
SL	S		25								25		
MR	S		30				25				75		
LN	S		30				31				61		
DM	mS;sM;M		34	1			25	7			59	8	
VR	mS;sM;M		5								5		
MRS	S						6				6		
DMS	S;mS						4	1			4	1	
30 cm dziļumā													
SL	S	25								25			
MR	S	2	28				25			2	53		
LN	S		30				31				61		
DM	mS;sM;M		31	4			25	7			56	11	
VR	mS;sM;M		5								5		
MRS	S						6				6		
DMS	S;mS						4		1		4		1

Gaiši zaļi iekrāsotais – meža tipu un augšņu mehāniskā sastāva atbilstība (Boruks, Zālītis, 2001)

Secinājumi

1. Auglīgajos meža tipos (Dm; Vr) atlasītajos objektos konstatētais augsnes mehāniskais sastāvs sakrīt ar teorētisko augsnes mehānisko sastāvu (Boruks, 2001).
2. Mazauglīgajos meža tipos (Sl;Mr;Ln) augsnes teorētiskais mehāniskais sastāvs ir smilts (S), bet atlasītajos objektos konstatētais ir mālsmilts (mS).
3. Salīdzinot dažādus reljefa erozijas risku kritēriju izejas datus, pēc pieejamiem kontroles nogabalu datiem salīdzinoši vienādi vērtējumi. Tas nozīmē, ka teritoriju erozijas risku vienlaidus novērtēšanai pietiek ar topokaršu materiālu.
4. Neskatoties uz sarežģītu reljefa apstākļu (reljefa faktors sastāda pusi no riska izvērtējuma kritēriju īpatsvara) teritoriju izvēli, teritorijās nav meža nogabalu ar maksimālo riska novērtējumu. Nepieciešama pēc metodikas maksimāla riska teritorijas apsekošana, kas ļautu kalibrēt metodikā noteikto riska gradācijas iedalījumu.
5. Nevienā no apsekotajiem izcirtumiem abās modeļteritorijās, nav konstatēta būtiska augsnes erozija, kas apstiprina metodisko pieņēmumu, ka saglabājos augājam, erozijas risks uzskatāms par zemu.

Literatūra

1. Amatas novada attīstības programma 2013.-2019.gadam.
2. Boruks A., Zālītis P., 2001. Meža zemes vērtēšanas principi. A. Boruks red. Zemes izmantošana un kadastra Latvijā. Rīga. Valsts Zemes dienests. lpp. 278.-288.
3. Hazard assessment keys for evaluating site sensitivity to soil degrading processes guidebook. 2nd ed..1999.
4. Kārklīšs, A., 2008. Augsnes diagnostika un apraksts. LLU, Jelgava 335lpp.
5. Rendas pagasta teritorijas plānojums.

4. Celmu izstrādes ietekme uz vidi – literatūras apskats (Z.

Lībiete-Zālīte)

Celmu izstrāde un izmantošana bioenerģijai ir viens no veidiem, kā palielināt atjaunojamās enerģijas īpatsvaru, līdz ar to samazinot arī fosilo kurināmo izmantošanu. Kanādā (Britu Kolumbijā) celmu izstrāde jau kopš 1968.gada tiek izmantota kā līdzeklis, lai kontrolētu sakņu trupi (Sturrock, 2000); patlaban ir uzsākta diskusija par celmu izstrādi arī enerģētiskās koksnes ieguves vajadzībām (Hannam, 2012).

Pagaidām nav pilnībā noskaidrots, kādas sekas celmu izstrāde atstāj uz dažādām meža ekosistēmas funkcijām. Šajā jomā patlaban notiek plaši pētījumi, dažās valstīs ir publicētas vai patlaban tiek veidotas celmu izstrādes vadlīnijas (Zviedrija, Somija, Lietuva, Lielbritānija, Britu Kolumbija¹). Zviedrijā, Somijā un Lielbritānijā celmu izstrāde tiek veikta tikai galvenās izmantošanas laikā.

Šajā nodaļā koncentrēti aplūkota celmu izstrādes ietekme uz kokaudzēs ražību, bioloģisko daudzveidību, oglekļa apriti, augsni un ūdeni, kā arī apkopotu citu valstu vadlīnijās sniegtie ieteikumi, lai samazinātu šīs mežsaimnieciskās darbības negatīvo ietekmi.

4.1. Ietekme uz augšanas gaitu

Zviedrijā eksperimentāli noskaidrots, ka celmu izstrādei nav negatīvas ietekmes uz jauno kociņu izdzīvošanu, turklāt tā pozitīvi ietekmē dabisko atjaunošanos, sevišķi ar bērzu. Audzēs, kur veikta celmu izstrāde, tiek atvieglota stādīšana (Saarinen, 2006). Analizējot atcelmotā un kontroles platībā iestādītu eglīšu augšanas gaitu un mikorizācijas pakāpi, netika konstatētas būtiskas atšķirības (Kataja-aho et al., 2011b). Cita pētījuma rezultāti liecina, ka, atšķirībā no zaru un galotņu izvākšanas biokurināmā vajadzībām, celmu izstrāde īstermiņā (pētījuma ilgums 30 gadi) nepasliktina nākamās koku paaudzes ražību (Egnell et al., 2007). Vairākos literatūras avotos norādīts, ka daudzos gadījumos celmu izstrāde īstermiņā uzlabo barības vielu pieejamību, koku izdzīvošanu un augšanas gaitu (Smith and Wass, 1991; Morrison et al., 1988; Hope, 2007; Vasaitis et al., 2008). Tomēr nav skaidrs, vai šis uzlabojums saglabājas arī ilgākā laika periodā (Hope, 2007). Tomēr rezultāti ir atšķirīgi. Somijā veikta pētījuma dati liecina, ka atcelmotās platībās priežu dabiskā atjaunošanās notiek intensīvāk nekā kontroles platībās ar parastu augsnes sagatavošanu, bet situācija ar egļu dabisko atjaunošanos ir pilnīgi pretēja (Saksa, 2011). Saskaņā ar Zviedrijā 20-30 gadus vecās priežu un egļu jaunaudzēs veikta pētījuma rezultātiem, atcelmotā platībā egles aug sliktāk nekā kontroles platībā, salīdzinot vidējo caurmēru, vidējo augstumu, koku skaitu uz ha, krāju un šķērslaukumu. Savukārt priedei atcelmotās platībās bija mazāks caurmērs un augstums, bet ne koku skaits, krāja un šķērslaukums (Magnusson, 2011).

Liela daļa literatūras datu saistībā ar augšanas gaitu un barības vielu pieejamību pēc celmu izstrādes iegūti Britu Kolumbijā un ASV ZR daļā, tomēr vairums šo pētījumu ierīkoti platībās, ko būtiski skārusi sakņu trupe. Tādēļ šie rezultāti nav attiecināmi uz sakņu trapes maz skartām vai neskartām mežaudzēm. Pie tam daudzos gadījumos izstrādātie celmi atstāti mežā, tātad rezultāti neatspoguļo situāciju, kāda rodas, celmus izstrādājot enerģētiskās koksnes iegūšanas vajadzībām (Hannam, 2012).

Celmu izstrāde potenciāli var samazināt lielā priežu smecernieka (*Hylobius abietis*) bojājumus, jo tiek samazināts šo kaitēkļu attīstībai nepieciešamo celmu un lielo sakņu daudzums mežaudzē. Ja celmu

¹ Britu Kolumbijā celmu izstrādes vadlīnijas ir izveidotas sakņu trapes ierobežošanas vajadzībām

izstrādi pielietotu plaši, tad kopējais kaitēkļu skaits ainavā un attiecīgi arī vispārējais bojājumu apjoms varētu samazināties (Egnell et al., 2007). Somijas ziemeļos veiktā pētījumā secināts, ka atcelmotā platībā smecernieku bojātu eglīšu skaits ir mazāks, tomēr būtisks faktors ir arī augsne – ja ap kociņiem bija minerālaugsne, tika konstatēts mazāk bojājumu gan atcelmotā, gan kontroles platībā (Rahman et al., 2011). Citā pētījumā noskaidrots, ka kontroles platībās iestādīto eglīšu mirstība pirmajā gadā pēc stādīšanas ir lielāka kontroles platībās, salīdzinot ar atcelmotām platībām. Kontroles platībās konstatēts arī lielāks skaits jaunās paaudzes smecernieku (Bylund and Viiri, 2011).

Vairāki pētījumi liecina, ka celmu izstrāde būtiski samazina trupes bojājumus (*Heterobasidion*, *Armillaria*, *Phellinus*) nākamajā koku paaudzē (Egnell G. et al. 2007). Zviedrijā veiktā eksperimentā atcelmotā platībā sakņu trupes (*Heterobasidion*) sastopamība bija uz pusi mazāka nekā kontroles platībā (attiecīgi 17% un 34-38%, 50 gadus pēc mežsaimnieciskās darbības). Līdzīgi rezultāti fiksēti Dānijā, kur 1964.gadā ierīkotā eksperimentā atcelmos parauglaukumos sakņu trupe 1991.gadā tika konstatēta 7-12% celmu, bet kontrolē – 32-37% celmu. 2005.gadā (41 gadu pēc mežsaimnieciskās darbības) sakņu trupe tika konstatēta attiecīgi 42% un 52% celmu. Tika secināts, ka, lai gan celmu izstrāde samazina sakņu trupes izplatību nākamajā paaudzē, efekts samazinās līdz ar audzes vecumu, un atcelmošana ar mērķi vienīgi samazināt sakņu trupi nav ekonomiski efektīva. Taču, ja izvērtē celmi tiek izmantoti enerģētiskām vajadzībām, šis pasākums ir ekonomiski attaisnojams (Vasaitis et al., 2011).

4.2. Ietekme uz parasti sastopamo veģetāciju

25 gadus pēc celmu izstrādes netika konstatētas būtiskas veģetācijas seguma atšķirības starp izstrādātajiem un kontroles parauglaukumiem. Tika konstatēta atšķirība sugu sastāvā – dažas sugas celmu izstrāde ietekmēja labvēlīgi, bet dažas – ne. Tomēr atšķirības bija relatīvi nelielas (Egnell G. et al. 2007). Cita pētījuma rezultāti liecina, ka īstermiņā celmu izstrāde palielina lakstaugu sugu daudzveidību, kā arī to segumu (Kataja-aho et al., 2011a).

4.3. Ietekme uz bioloģisko daudzveidību

Mirusī koksne ir ļoti nozīmīga dzīvotne un barības avots daudziem organismiem. Lielu dimensiju mirusī koksne, tajā skaitā arī celmi, tiek uzskatīta par sevišķi nozīmīgu bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai. Celmi veido ~80% no visa mirušās koksnes apjoma mežaudzē, tādējādi celmu izstrāde neizbēgami novedīs pie mirušās koksnes apjoma samazināšanās. Pastāv risks, ka liels skaits īpatņu, tajā skaitā retas kukaiņu sugas, var tikt aiztransportētas prom no meža, turklāt celmi ir arī nozīmīgi struktūras elementi, kas kalpo kā paslēptuve dažādām dzīvnieku sugām un kā substrāts epifītsūnām un ķērpjiem.

Izstrādājot celmus, meža tehnikai ir vairāk jāpārvietojas, un tas palielina bioloģiskās daudzveidības vajadzībām mežaudzē atstātās koksnes bojājumu risku, kā arī augsnes bojājumu risku, kas var izraisīt eroziju un negatīvi ietekmēt bioloģisko daudzveidību tuvumā esošajās ūdenstilpēs. Tāpat iespējams, ka var tikt izmanīta augsnē esošo barības vielu pieejamība, tādējādi ietekmējot augsnē dzīvojošos organismus.

Par celmu nozīmi bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanā ir zināms salīdzinoši maz, jo lielākā daļa pētījumu līdz šim ir koncentrējušies uz citiem mirušās koksnes veidiem. Pēc būtības celmi nav dabisks, bet gan cilvēka darbības rezultātā izveidojies substrāts, un līdz šim gan tiem, gan ciršanas atliekām pievērsta neliela uzmanība saistībā ar retām vai izmirstošām sugām. Tomēr iespējams, ka sugas, kas dabiskā mežā izmantotu citus substrātus, cilvēka ietekmētās platībās rod patvērumu un barību celmos un ciršanas atliekās. Lai objektīvi novērtētu to nozīmi, vispirms nepieciešamas noskaidrot,

kādas sugas tos izmanto, un kāds ir tieši celmu un ciršanas atlieku īpatsvars šo sugu izmantoto substrātu vidū (Siitonen, 2011).

Zviedrijā veikta pētījuma rezultāti liecina, ka celmi saprofāgiem kukaiņiem varētu būt tikpat nozīmīgs substrāts kā citi mirušās koksnes veidi (Hjältén and Andersson, 2011). Jonsell (2011) norāda, ka celmi kalpo par mājvietu daudzām saprofāgu kukaiņu sugām, un celmu izstrāde plašā mērogā var nopietni apdraudēt daļu no tām. Lapu koku celmi ir sugām bagātāki, taču celma izmēram nav lielas nozīmes (Jonsell, 2011). Citā pētījumā atcelmotā platībā un parastā izcirtumā analizētas tās vaboļu sugas, kas dzīvo zem koku mizas. Noskaidrots, ka celmu izstrāde kopējo vaboļu skaitu uz hektāra samazina no 5400 īpatņiem (parastā izcirtumā) līdz 1350 īpatņiem, tomēr sugu sastāvu tā būtiski neietekmē. Šajā pašā pētījumā tika analizēts arī vaboļu blīvums celmu kaudzēs pēc to izstrādes, lai pārbaudītu hipotēzi, ka celmi, ko pēc laika transportē prom un sadedzina, darbojas kā ekoloģiskais slazds. Šī hipotēze neapstiprinājās saistībā ar tām vaboļu sugām, kas dzīvo zem koku mizas, tomēr nav zināms, kāda ir ietekme uz tām sugām, kas dzīvo koksņē (Victorsson and Jonsell, 2011). Andersson et al. (2011) analizēja lidojošo vaboļu skaitu un taksonomisko piederību izcirtumos, kur celmu izstrāde veikta pirms 19-27 gadiem. Tika noskaidrots, ka celmu izstrādes ietekme uz sugu sastāvu un īpatņu skaitu tik ilgu laiku pēc mežsaimnieciskās darbības ir neliela, salīdzinot ar dažādiem citiem ainavas faktoriem (audžu vecumu, lapu koku audžu īpatsvaru un izcirtumu platību). Tomēr *Latridiidae* dzimtas micetofāgo vaboļu sugu dažādība atcelmotās platībās bija būtiski mazāka, kas norāda, ka celmu izstrādei varētu būt negatīva ietekme uz atsevišķām vaboļu grupām ilgtermiņā (Andersson et al., 2011).

No dažādām mirušās koksnes struktūrām ir atkarīgas daudzas augsnes bezmugurkaulnieku sugas. Zviedrijā tika pētītas augsnes ērcu un kolembolu sabiedrības uz priedes un egles celmiem, kā arī augsnē ap tiem. Tika konstatēts, ka augsnes ērcu sugu dažādība par 5 gadiem vecākos celmos ir būtiski lielāka nekā apkārt esošajā augsnē, un secināts, ka vidēja vecuma celmi dod patvērumu tādām zirnekļveidīgo sabiedrībām, kas ir sugām bagātākas un būtiski atšķirīgas no zemsegā dzīvojošajām (Taylor et al., 2011).

Somijā, analizējot celmu izstrādes ietekmi uz dažādām augsnes organiskās vielas sadalītāju grupām - mikrofloru, sīksliekām (*Enchytraeidae*), kolembolām un lielajiem augsnes posmkājieniem, īstermiņā (4 gadus pēc mežistrādes) netika konstatētas izteiktas atšķirības starp šo organismu sabiedrībām atcelmotās un kontroles platībās. Tomēr nepieciešami tālāki pētījumi, lai izprastu, kādas varētu būt celmu izstrādes sekas ilgtermiņā (Kataja-aho et al., 2011c).

Ar celmiem ir saistītas arī daudzas sēņu sugas. Zviedrijā secināts, ka atšķirīgas sēņu sabiedrības bagātīgi sastopamas uz dažādu dimensiju, vecuma un sugu celmiem, tomēr nav skaidrs, vai šī dažādība ir obligāti atkarīga no celmiem vai arī no citiem substrātiem (Taylor A.F.S. and Taylor A.R., 2011.)

Modelējot celmu izstrādes ietekmi uz bioloģisko daudzveidību Zviedrijā trijos scenārijos (ciršanas atliekas un celmi netiek izvākti; tiek izvāktas ciršanas atliekas; tiek izvāktas ciršanas atliekas un 80% celmu apjoma), Ranius et al. (2011) ieguvuši datus, ka celmu izvākšanai ir izteiktāka negatīva ietekme uz bioloģisko daudzveidību nekā ciršanas atlieku izvākšanai, sevišķi uz lielu daļu sēņu un vaboļu sugu, mazākā mērogā – uz ķērpju un sūnu sugām (Ranius et al., 2011).

Iespējams, ka, piesardzīgi izstrādājot daļu celmu platībā un iespējami maz ietekmējot citas mežaudzē esošās struktūras, bioloģiskajai daudzveidībai netiek nodarīts liels kaitējums. Tomēr nepieciešamas zināšanas par celmu izstrādes maksimāli pieļaujamo apjomu. Tāpat nepieciešamas noskaidrot, kāda veida mirusī koksne sugām ir visvērtīgākā. Tas dos iespēju izvirzīt tādus mērķus saistībā ar mirušās koksnes saglabāšanu, kas būtu drīzāk kvalitatīvi, nevis kvantitatīvi, un labāk atbilstu bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas vajadzībām (Egnell et al, 2007).

4.4. Ietekme uz oglekļa apriti

Pēc mežizstrādes nozīmīgākā oglekļa budžetu veidojošā komponente ir emisijas, kas rodas, sadaloties organiskajai vielai. Tajā pašā laikā oglekļa piesaiste dzīvajā biomasā ir neliela. Celmu izstrādei ir gan tieša, gan netieša ietekme uz oglekļa apriti. Tiešā veidā to ietekmē celmu biomasas trūkums, kas samazina organiskās vielas apjomu un līdz ar to arī emisijas. Netieša ietekme ir augsnes virskārtas sajaukšanai, kas notiek pašas celmu raušanas un meža tehnikas pārvietošanās rezultātā, un var izraisīt pastiprinātu organiskās vielas sadalīšanos un lielākas emisijas (Grelle, 2011). Labāka substrāta pieejamība organiskās vielas noārdītājiem pēc celmu izstrādes, kā arī augstāka augsnes temperatūra var izraisīt arī pastiprinātu slāpekļa mineralizāciju, slāpekļa dioksīda emisijas un slāpekļa ieskalošanos pazemes ūdeņos (Vestin et al., 2011).

Salīdzinot zaru, galotņu un celmu ietekmi uz oglekļa apriti vējgāzes platībā un izcirtumā, kur celmi tika atstāti, zviedru pētnieki noskaidrojuši, ka, izvēcot zarus un galotnes pēc mežizstrādes no priežu un egļu audzēm, tiek aizvākti attiecīgi 30% un 40% oglekļa, kas atrodas ciršanas atliekās. Ja tiek izstrādāti arī celmi, izvēktā oglekļa apjoms palielinās līdz 70%. Tomēr 20 gadu laikā pēc mežizstrādes lielākā daļa ciršanas atliekās esošā oglekļa jebkurā gadījumā nonāk atmosfērā organiskās vielas noārdīšanās procesu rezultātā.

Papildus oglekļa zudumi ir iespējami tādā gadījumā, ja, izstrādājot celmus, tiek sajaukta augsnes virskārta un stimulēta mineralizācija. No otras puses, veicot celmu izstrādi reizē ar ciršanu un augsnes sagatavošanu, augsnes bojājumus ir iespējams samazināt, salīdzinot ar tradicionāli izstrādātām mežaudzēm, kur celmi tiek atstāti un vēlāk tiek veikta augsnes sagatavošana (Egnell et al., 2007). Līdzīgus datus ieguvuši Strömgren et al. (2011), analizējot CO₂ apriti pēc celmu izstrādes divās egļu audzēs Zviedrijā. Viņi secinājuši, ka īstermiņā celmu izstrādes ietekme uz CO₂ apriti un augsnes sadalīšanās procesiem ir niecīga, salīdzinot ar augsnes sagatavošanas pasākumiem.

Kaut gan mežizstrādes brīdī oglekļa zudumi ir ievērojami, iespējams, ka celmu izstrādei ir neliela ietekme uz kopējo oglekļa krātuves apjomu kopējā rotācijas periodā (Egnell et al., 2007). Tomēr pastāv bažas, ka celmu izstrādes rezultātā radušās oglekļa emisijas varētu pārsniegt fosilo kurināmo aizstāšanas ar celmu biomasu rezultātā ietaupīto emisiju apjomu (Walmsley, Godbold, 2010). Zviedrijā veikta pētījuma dati savukārt liecina, ka ilgtermiņa perspektīvā (2 rotācijas periodu laikā – 240 gadi) fosilo kurināmo aizvietošana ar celmiem un ciršanas atliekām ļautu emisijas ietaupīt, ietaupījums būtu mazāks vidējā termiņā (viena rotācijas perioda laikā – 120 gadi), bet īstermiņā (20 gadi) tā nebūtu vispār (Lindholm et al., 2011). Arī Melin et al (2011) secina, ka celmu izmantošana bioenerģijas ieguvei ir efektīvs veids, kā ilgtermiņā samazināt kopējo oglekļa emisiju apjomu. Lielbritānijā saskaņā ar Atjaunojamās Enerģijas direktīvu 2009/28/EC veikti aprēķini rāda, ka, veicot celmu izstrādi podzolētās minerālaugsnēs, kopējā emisiju bilance ir par 60% labāka, salīdzinot ar fosilā kurināmā (šajā gadījumā – ogļu) izmantošanu, pie tam augsnes tips un augsnē uzkrātā oglekļa apjoms ir nozīmīgākais faktors, kas ietekmē oglekļa bilanci. Organiskās augsnēs visu celmu izvākšana varētu radīt pārlieku lielas emisijas (Walmsley et al. 2011).

Patlaban celmu izstrādes ietekme uz augsnes oglekļa krātuvi ir viens no visneskaidrākajiem jautājumiem (Egnell et al., 2007; Forestry Commission, 2009; Walmsley, Godbold, 2010), kas visticamāk tuvākajā laikā arī netiks atrisināts, jo esošie pētījumi ir veikti ļoti atšķirīgās vietās, turklāt jāņem vērā arī garie rotācijas periodi. Pagaidām, kamēr trūkst datu, Lielbritānijas celmu izstrādes vadlīnijās tiek pieņemts, ka celmu izstrādes rezultātā zaudētā oglekļa apjoms ir tieši proporcionāls augsnes oglekļa krātuves apjomam pirms mežizstrādes. Atbilstoši šai sistēmai, kūdras un purvu augsnes ieskaitāmas

augsta riska grupā, bet augsnes ar zemāku oglekļa saturu – zema riska grupā. Tomēr informācija literatūrā ir pretrunīga – ir dati, ka organisko vielu augsnēs ar zemu oglekļa saturu, dažādi augsnes traucējumi ietekmē vairāk (Thiffault et al. 2006). Tādējādi būtu nepieciešams celmu izstrādi ierobežot arī augsnēs ar zemu oglekļa saturu.

4.5. Ietekme uz augsni un ūdeni

Meža augsne, kas ir veidojusies ļoti ilgā laika periodā, kalpo kā pamats atjaunojamiem koksnes resursiem, tomēr pašas augsnes struktūra praktiski nav atjaunojama. Pēc celmu izstrādes un tai sekojošas augsnes sagatavošanas neskartas augsnes īpatsvars izcirtumā var būt vairs tikai 30%, atbilstoši zviedru datiem dažos gadījumos pat tikai 10% (Strandström, 2006). Kaut arī lielāka minerālaugsnes platība ir labvēlīga dažādām pioniersugām, tā var samazināt dzīvotņu pieejamību lielai daļai organismu, kas sadala organisko vielu, tādējādi ietekmējot oglekļa un slāpekļa ciklus (Helmisaari, 2011). Somijā veikta pētījuma rezultāti gan neuzrāda būtiskas atšķirības dažādu organiskās vielas noārdītāju (mikrobu un mezofaunas) sastopamībai atcelmotās un kontroles platībās. Tomēr organiskās vielas sastopamība celmu izstrādes rezultātā atklātā minerālaugsnē ir zemāka nekā neskartā augsnē, un, tā kā celmu izstrādes procesā tiek izjaukts augsnes organiskais horizonts un palielinās atsegtās minerālaugsnes platība, potenciāli var mainīties arī barības vielu aprīte (Kataja-aho et al., 2011a).

Celmu izstrādes rezultātā augsne var tikt sablīvēta, kas savukārt var nelabvēlīgi ietekmēt nākamā rotācijas perioda kokaudzis augšanu (Moffat et al., 2011). Augsnes sablīvēšanās kā viena no celmu izstrādes sekām ir minēta vairākos pētījumos (Page-Dumroese et al. 1998; Hope, 2007; Vasaitis et al., 2008), tomēr tā ir ļoti atkarīga no augsnes tipa un apstākļiem izstrādes laikā.

Celmu izstrādes ietekme uz augsni un ūdeni ir ļoti atkarīga no izstrādes intensitātes, kā arī no tā, cik lielā mērā tiek ietekmēta augsne. Ir dati, kas uzrāda paaugstinātu amonija un nitrātu koncentrāciju augsnes ūdenī, kas visticamāk saistīts ar lēnāku veģetācijas ataugšanu pēc augsnes virskārtas sajaukšanas celmu izstrādes rezultātā. Līdzīgi rezultāti ir iegūti arī saistībā ar augsnes sagatavošanu, kas tāpat ietekmē gan augsnes ūdens ķīmisko sastāvu, gan citas augsnes īpašības un tuvumā esošos virsūdeņus. Augsnes sagatavošanas ietekmes pētījumi akcentē arī sedimentācijas daļiņu izneses palielināšanās risku un norāda, ka no celmu izstrādes būtu jāizvairās ūdensteču un ūdenstilpju tuvumā. Lielbritānijā veikta eksperimenta rezultāti liecina, ka celmu izstrādei ir negatīva ietekme uz augsnes oglekļa un slāpekļa apjomu, gruntsūdens līmeni un bāzu katjoniem gan organiskās augsnēs, gan minerālaugsnēs, turklāt lielāka ietekme konstatēta organiskās augsnēs (Vanguelova et al., 2011). Zviedrijā, salīdzinot augsnes oglekļa un slāpekļa apjomu atcelmotās un kontroles platībās, netika konstatētas būtiskas atšķirības. Tāpat būtiski neatšķīrās arī N mineralizācijas temps. Šajā pētījumā secināts, ka kontroles platībās 22-30 gadus pēc mežizstrādes atstātie celmi un saknes joprojām ir CO₂ emisiju avots (Lenoir and Persson, 2011).

Celmu izstrādes rezultātā no mežaudzes tiek aiztransportētas saknēs un celmos esošās barības vielas, kas citādi būtu atbrīvojušās organiskās vielas noārdīšanās procesā (Palviainen et al., 2010a, 2010.b). Lai gan celmos esošo barības vielu saturs ir salīdzinoši zems, dažu elementu, piemēram, slāpekļa un kālija iznese var būt būtiska. Literatūrā atrodami arī dati par būtiski zemāku apmaiņas kalcija koncentrāciju 10 gadus pēc celmu izstrādes (Egnell et al., 2007). Citā pētījumā analizēta augsnes paskābināšanās celmu izstrādes ietekmē, secināts, ka rotācijas perioda griezumā tā ir nebūtiska (Iwald and Karlton, 2011).

Sajaucoties augsnes neorganiskajai un organiskajai daļai un uzlabojoties aberācijai, aktivizējas arī mineralizācijas process, kura rezultātā rodas amonijs un nitrāti. Izcirtumā, kur nav veģetācijas, šie savienojumi izskalojas, apdraudot ūdens kvalitāti un potenciāli pasliktinot nākamo koku paaudžu

augšanu (Salonius, 1983; Lundmark, 1984; Staaf and Olsson, 1994). Šo ietekmi daļēji samazina sagaidāmā straujā izcirtuma aizaugšana. Zviedrijā, analizējot celmu izstrādes ietekmi uz ūdens kvalitāti 20-30 gadu periodā, noskaidrots, ka nav būtisku atšķirību starp pH, nitrātu slāpekli, izšķīdušo organisko oglekli un kopējo dzīvsudraba atcelmotās un kontroles platībās, tomēr atcelmotās platībās ir būtiski augstāks metildzīvsudraba² saturs gruntsūdenī (Magnusson, 2011). Cita pētījuma rezultāti gan norāda, ka metildzīvsudraba saturu vairāk nekā augsnes struktūras uzjaukšana ietekmē citi faktori (organiskā oglekļa saturs, hidroloģija, temperatūra u.c.) (Eklöf et al., 2011).

4.6. Pasākumi negatīvās ietekmes uz vidi samazināšanai

Somijā, Zviedrijā un Lielbritānijā izstrādātajās vadlīnijās ir uzskaitīti pasākumi celmu izstrādes iespējamās negatīvās ietekmes uz vidi samazināšanai.

Zviedrija.

Zviedrijā vadlīnijas celmu izstrādei izstrādātas 2009.gadā (Skogsstyrelsen 2009). Ainavas līmenī tiek ieteikts izvairīties no celmu izstrādes vai to veikt ierobežotā apjomā:

- platībās, kur atrodami kultūrvēsturiski objekti;
- ūdeņu sateces baseinos, kur izvirzīti īpaši apsaimniekošanas mērķi (ūdens kvalitātes kontekstā);
- platībās, kur izvirzīti īpaši apsaimniekošanas mērķi bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai;
- platībās, kas ir nozīmīgas ziemeļbriežu audzēšanai.

Audzēs līmenī celmu izstrādi nevajadzētu veikt:

- mežaudzēs, kur pastāv augsts augsnes bojājumu un erozijas risks meža tehnikas pārvietošanās rezultātā (slapjās un/vai smalkas tekstūras augsnēs);
- kopšanas ciršu laikā, lai nebojātu audzē atstājamās kokus;
- audzēs, kur valdošā suga ir cita nekā priede vai egļe;
- pilsētu mežos;
- mežaudzēs blakus aizsargājamām platībām;
- mežaudzēs, kur plānota kontrolētā dedzināšana.

Mežaudzēs, kur tiek veikta celmu izstrāde:

- izstrādā tikai priežu un egļu celmus;
- celmus neizstrādā tuvāk par 15 m no ezeriem un ūdenstecēm;
- celmus neizstrādā iepriekš atstātās aizsargjoslās ap ūdenstilpēm, ūdenstecēm, purviem utt.;
- celmus neizstrādā pie struktūrām, kas iepriekš atstātas bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas nolūkos (lieli koki, akmeņi, skudru pūžņi u.c.);
- neizstrādā visus celmus audzē, atstājot 15-25% no apjoma;
- pievērs sevišķu uzmanību audzē atstājamās lielu izmēru mirušās koksnes kvalitātei un apjomam;
- resnākos zarus izmanto kā pamatu tehnikai augsnēs ar vidēju un zemu nestspēju;
- celmus neizstrādā tuvu pie grāvjiem;

² Metildzīvsudrabs (CH_3Hg^+) ir dzīvsudraba organiska forma un veidojas, dzīvsudrabam nonākot vidē. Tā ir toksiska un kancerogēna viela.

- celmus neizstrādā tuvu pie galvenajiem pievešanas ceļiem;
- celmu izstrādi veic tādā veidā, lai augsnē paliktu lielākā daļa sīko sakņu.

Somija.

Labas prakses vadlīnijas enerģētiskās koksnes un celmu izstrādei publicētas 2010.gadā (TAPIO, 2010).

- Izstrādi plāno laikā, kad augsnes nestspēja ir visaugstākā;
- aizvāc ciršanas atliekas no platības, kur paredzēts veikt celmu izstrādi;
- liela izmēra mirušo koksni, ko paredzēts atstāt platībā, celmu izstrādes laikā drīkst pārvietot, bet jāizvairās bojāt skudru pūžņus, dzīvnieku mīgas, putnu ligzdas, kā arī liela izmēra kokus;
- atstāj neizstrādātu celmu joslu ap grāvjiem (2-3 m), strautiem un avotiem (3-5 m), upēm (7-10 m), šajās joslās atstāj arī kokus (3 m), lai aizsargātu sakņu sistēmas un ūdens kvalitāti;
- cenšas izvairīties no nevajadzīgas augsnes atsegšanas celmu izstrādes laikā, sevišķi, ja augsnes sagatavošana plānota kā atsevišķs pasākums;
- nokrata augsni no katra izstrādātā celma atpakaļ bedrē, neatstāj bedres, kas dziļākas par 30 cm (no minerālaugsnes virskārtas);
- saglabā iespējami daudzas pacilas, ko būs iespējams izmantot stādīšanā, cenšas atdarināt augsnes sagatavošanas ietekmi;
- papildus veic augsnes sagatavošanu, ja stādvieta skaits, kas izveidotas celmu izstrādes procesā, ir par mazu vai tās ir nevienmērīgi izvietotas audzē;
- platību apstāda, cik drīz iespējams, lai izvairītos no veģetācijas konkurences;
- celmus krauj līdzenā vietā, kas nav klāta ar veģetāciju, vismaz 3 m no atstātajiem kokiem; celmu kaudzes izmēri ap 5x5 m, tās nedrīkst traucēt pieeju ceļiem;
- celmu kaudzes netiek krautas grāvjos, izņemot, ja nav citas alternatīvas;
- mālainās augsnēs atstāj vismaz 50 celmus ha⁻¹; lielākajai daļai atstāto celmu jābūt ar diametru mazāku par 15 cm, apmēram 25 celmiem ha⁻¹ jābūt ar diametru virs 15 cm;
- atstātajiem celmiem jābūt vienmērīgi izvietotiem platībā un jāpārstāv dažādas koku sugas;
- celmi ar acīmredzamām slimību pazīmēm jāizvāc no platības (ja vien neatrodas buferjoslās).

Lielbritānija

Celmu izstrādes vadlīnijas publicētas 2009.gadā (Forestry Commission 2009).

- Pirms celmu izstrādes tiek sagatavots detalizēts platības plāns, kurā iekļauti arī visi iespējamie ierobežojumi;
- izliekot zaru paklājus treilēšanas ceļos, pa kuriem pārvietosies meža tehnika mežizstrādes gaitā, tiek ņemta vērā arī plānotā celmu izstrāde;
- celmus neizstrādā buferjoslā ap augsta riska augsnēm, arheoloģiskajiem pieminekļiem (5 m), ceļa grāvjiem lai novērstu sedimentu nonākšanu ūdenstecēs (5 m), gar ūdenstecēm (5-20 m, atkarībā no ūdensteces platuma), kā arī vietās, kur krasi mainās zemes virsmas slīpums, piem., pauguru virsotnēs, lai samazinātu zemes noslīdējumu risku (5 m);
- vietās ar vācu vai augstu augsnes degradācijas risku celmus izstrādā tikai tādā gadījumā, ja visas ciršanas atliekas tiek izklātas tehnikas pārvietošanās ceļos, turklāt izstrādi veic, kamēr ciršanas atliekas vēl ir zaļas;

- celmu izstrādi veic iespējami drīz pēc mežizstrādes;
- celmu izstrādei izmanto īpaši konstruētu tehniku, no izrautajiem celmiem nokrata augsni;
- celmus pa ziemu atstāj mežā, lai iespēju robežās no tiem noskalotos atlikusī augsne; celmu kaudzes neizvieto uz grāvjiem, lai novērstu barības vielu un sedimentu nonākšanu ūdenstecēs;
- novērš augsnes transportu no vienas mežaudzes uz otru, lai izvairītos no sakņu trupes pārvietošanās;
- atstāj celmus zem trelēšanas ceļiem un buferjoslās, kam kopā jāveido aptuveni 30-40% neskartas platības;
- atstāj satrupējušus celmus bioloģiskās daudzveidības vajadzībām.

Secinājumi

1. Celmu izstrāde patlaban ir viens no aktuāliem jautājumiem saistībā ar iespēju iegūt papildus koksni enerģētiskām vajadzībām. Vairākās valstīs ir izstrādātas celmu izstrādes vadlīnijas ar mērķi samazināt šīs mežsaimnieciskās darbības negatīvo ietekmi uz augsni, ūdeni un bioloģisko daudzveidību. Tomēr izstrādātās vadlīnijas tikai daļēji ir balstītas uz pētījumu rezultātiem, tās drīzāk veidotas atbilstoši piesardzības principiem.
2. Celmu izstrāde samazina smecernieku bojājumus jaunajiem kociņiem un sakņu trupes izplatību nākamajā koku paaudzē. Tomēr efekts saistībā ar sakņu trupī samazinās, palielinoties audzes vecumam.
3. Dati saistībā ar celmu izstrādes ietekmi uz nākamās koku paaudzes augšanas gaitu ir pretrunīgi. No vienas puses, atcelmošana uzlabo kociņu izdzīvošanu, kā arī veicina dabisko atjaunošanos. Tomēr pastāv risks, ka pēc celmu izstrādes samazinās kokiem pieejamo barības vielu daudzums, kas var negatīvi ietekmēt to augšanas gaitu.
4. Pētījumu rezultāti par celmu izstrādes ietekmi uz bioloģisko daudzveidību ir fragmentāri un neviennozīmīgi. Ir dati, ka platības atcelmošana palielina lakstaugu sugu dažādību. Tajā pašā laikā citu pētījumu informācija liecina, ka celmu izstrādei ir negatīva ietekme uz atsevišķām sugu grupām, pārsvarā kukaiņiem un augsnes organismiem. Šajā jomā nepieciešami turpmāki pētījumi.
5. Viens no neskaidrākajiem jautājumiem patlaban ir celmu izstrādes ietekme uz oglekļa apriti. Daļa veikto aprēķinu rāda, ka ilgtermiņā (rotācijas perioda laikā) šī ietekme varētu būt neliela. Tomēr situācija dažādās vietās varētu būt atšķirīga, un nepieciešami turpmāki pētījumi.
6. Celmu izstrādes ietekme uz augsni un ūdeni ir būtiski atkarīga no izstrādes intensitātes un veiktajiem piesardzības pasākumiem. Arī šajā gadījumā varētu būtiski atšķirties īstermiņa un ilgtermiņa ietekme.

Literatūra

1. Andersson J., Hjältén J., Dynesius M. 2011. Effects from stump harvesting and landscape composition on beetle assemblages in the boreal forest of Sweden. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%20LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012

2. Bylund H., Viiri H. 2011. Will stump harvest reduce pine weevil caused seedling damage at regeneration sites? Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
3. Eklöf K., Meili M., Åkerblom S., Bishop K. 2011. Impact of stump harvest on the export of total mercury and methylmercury to aquatic ecosystems in a boreal catchment in Southern Sweden. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
4. Forestry Commission. 2009. Stump harvesting: interim guidance on site selection and good practice. The Research Agency of Forestry Commission, Edinburgh, Scotland, 19 p.
5. Grelle A. 2011. The effect of stump harvest on forest ecosystem carbon balances. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
6. Hannam K. 2012. The use of stumps for biomass in British Columbia, A problem analysis. Technical Report - Forest Science Program, BC Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations 2012 No. 066, 40 p.
7. Helmissaari H.-S. 2011. Stump removal and forest soil sustainability. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
8. Hjältén J., Andersson J. 2011. Saproxylic biodiversity on low stumps, high stumps and logs: Implications for environmental effects of stump harvesting. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
9. Hope G.D. 2007. Changes in soil properties, tree growth and nutrition over a period of 10 years after stump removal and scarification on moderately coarse soils in interior British Columbia. Forest Ecology and Management 242:625-635
10. Iwald J., Karlton E. 2011. Acidifying effects of tree stump harvesting compared to that of acid deposition. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
11. Jonsell M. 2011. Saproxylic beetles in clear felling stumps – threats and recommendations at stump harvest. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012

12. Kataja-aho S., Fritze H., Haimi J. 2011a. Short-term responses of soil decomposer and plant communities to stump harvesting in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 262: 379-388
13. Kataja-aho S., Pennanen T., Lensu A., Haimi J. 2011b. Does stump removal affect growth and mycorrhizal infections of spruce (*Picea abies*) seedlings? Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
14. Kataja-aho S., Saari E., Fritze H., Haimi J. 2011. Effects of stump removal on soil decomposer communities in undisturbed patches of the forest floor. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
15. Lenoir L., Persson T. 2011. Long-term effects of tree-stump harvest on C and N pools and processes in soil. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
16. Lindholm E.-L., Stendahl J., Berg S., Hansson P.-A. 2011. Greenhouse gas balance of harvesting stumps and logging residues for energy in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26: 586-594
17. Lundmark J.-E. 1984. The effect of stump harvesting. Soil mixing can give rise to loss of nutrients. In: Andersson B. and Falk S. (eds.). *Forest energy in Sweden. Report from seven years of whole tree utilization research*. Swedish University of Agricultural Sciences, Garpenberg, pp.100-102
18. Magnusson T. 2011. Long term effects of stump harvest on runoff water quality. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
19. Magnusson T. 2011. Long-term effects of stump harvest on tree production and species composition. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
20. Melin Y., Petersoon H., Egnell G. 2011. Assessing carbon balance trade-offs between bioenergy and carbon sequestration of stumps at varying time scales and harvest intensities. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
21. Moffat A., Nisbet T., Nicoll B. 2011. Environmental effects of stump and root harvesting. *Forestry Commission Research Note* 009, 12p.
22. Morrison D., Wallis G.W., Weir L.C. 1988. Control of *Armillaria* and *Phellinus* root diseases: 20 year results from the Skimikin stump removal experiment. *Forestry Canada, Pacific and Yukon Region, Victoria, BC. Information Report* BC-X-302. 16 p.

23. Page-Dumroese D.S., Harvey A.E., Jurgensen M.F., Amaranthus M.P. 1998. Impacts of soil compaction and tree stump removal on soil properties and outplanted seedlings in northern Idaho. *Canadian Journal of Soil Science* 78: 29-34
24. Palviainen M., Finér L., Laiho R., Shorohova E., Kapitsa K., Vanha-Majamaa I. 2010a. Carbon and nitrogen release from decomposing Scots pine, Norway spruce and silver birch stumps. *Forest Ecology and Management* 259: 390-398
25. Palviainen M., Finér L., Laiho R., Shorohova E., Kapitsa K., Vanha-Majamaa I. 2010b. Phosphorus and base cation accumulation and release patterns in decomposing Scots pine, Norway spruce and silver birch stumps. *Forest Ecology and Management* 260: 1478-1489
26. Ranius T., Caruso A., Hallingbäck T., Jonsell M., Juutinen A., Thor G., Rudolphi J. 2011. To harvest or not to harvest? Modelling effects of stump harvest on biodiversity and economy. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
27. Saarinen V.M. 2006. The effects of slash and stump removal on productivity and quality of forest regeneration operations – preliminary results. *Biomass and Bioenergy* 30: 349-356
28. Saksa T. 2011. Regeneration result after stump harvesting. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”, http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
29. Salenius P.O. 1983. Effects of organic-mineral soil mixtures and increasing temperature on the respiration of raw humus material. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 102-107
30. Siitonen J. 2011. Potential effects of stump harvesting on saproxylic species. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
31. Smith R.B., Wass E.F. 1991. Impacts of two stumping operations on site productivity in interior British Columbia. Forestry Canada, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. Information Report BC-X-327. 43 p.
32. Staaf H., Olsson B.A. 1994. Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 305-310
33. Strandström M. 2006. Effect of stump lifting on sprouting at the regeneration site Presentation at seminar „Forest Regeneration and Bioenergy”, Vantaa, Finland.
34. Strömberg M., Mjöfors K., Holmström B. 2011. Effects on soil CO₂ flux during the first years after stump harvesting in two Swedish forests. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
35. Sturrock R.N. 2000. Management of root disease by stumping and push-felling. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC. Technology Transfer Note 16. 8 p.
36. Taylor A.F.S., Taylor A.R. 2011. Influence of age, size and tree species on fungal communities associated with stumps. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps

- for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
37. Taylor A.R., Malmström A., Persson T. 2011. Tree stumps as hotspots of biodiversity. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
 38. Thiffault E., Paré N., Bélanger A., Munson A., Marquis F. 2006. Harvesting intensity at clear-felling in the boreal forest: impact on soil and foliar nutrient status. *Soil Science Society of America Journal* 70: 691-701
 39. Vanguelova E., Pitman R., Benham S., Perks M. 2011. Impacts of stump removal on soil carbon, soil nutrients and tree growth in the UK. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
 40. Vasaitis R., Arhipova N., Thomsen I.M., Stenlid J. 2011. Stump removal trials to control root-rot in *Picea abies* stands in Scandinavia. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
 41. Vasaitis R., Stenlid J., Thomsen I.M., Barklund P., Dahlberg A. 2008. Stump removal to control root rot in forest stands: a literature study. *Silva Fennica* 42: 457-483
 42. Vestin P., Lindroth A., Mölder M., Karlsson T., Hellström M., Sundqvist E., Klemedtsson L. 2011. Initial effects of stump harvesting on greenhouse gas fluxes and nitrogen leaching. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
 43. Victorsson J., Jonsell M. 2011. Impact of stump harvest and storage piles on saproxylic Coleoptera. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012
 44. Walmsley J.D., Godbold J.I. 2010. Stump harvesting for bioenergy – a review of the environmental impacts. *Forestry* 83: 17-38
 45. Walmsley J.D., Norton A.J., Godbold D.L. 2011. Stump harvesting for bioenergy – greenhouse gas emissions and compliance with the Renewable Energy directive 2009/28/EC. Presentation abstracts of the international symposium „Tree-Stumps for Bioenergy - Harvesting Techniques and Environmental Consequences”,
http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/treestumpsymposium2011/S%205_LCA_all%20presentations.pdf, 4.12.2012

5. Forestry and Water Network sanāksme Latvijā

Laikā no 2012.gada 4. līdz 6. septembrim Rīgā, viesnīcā „Maritim” norisinājās „Forestry and Water Network” (Mežsaimniecības un Ūdens tīkls) 3. tikšanās, kuru šoreiz organizēja LVMI „Silava”. Pasākuma mērķis bija iepazīstināt dalībniekus no Zviedrijas, Somijas, Igaunijas, Polijas un Krievijas Kaļiņingradas reģiona ar Latvijas mežu unikālo hidroģeoloģisko stāvokli, apmeklējot raksturīgākos objektus arī dabā, kā arī apmainīties ar pieredzi meliorācijas sistēmu aizsargjoslu veidošanā uz dažādām augsnēm. Diskusiju ceļā radušās idejas paredzēts apkopot Baltijas jūras reģiona programmas pieteikumā (Baltic Sea Region), iekļaujot tajā gan mežsaimniecības plānošanas metodes, gan meliorāciju, gan aizsargjoslu jautājumus.

Pasākuma pirmajā dienā somu pētnieks Tiimo Hiltonen iepazīstināja ar modeli, ar kura palīdzību iespējams aprēķināt barības vielu iekļūdi upē, zinot dažādus meliorācijas sistēmas parametrus, piemēram, augsnes sastāvu, sateces baseina platību, grāvju biezību un renovācijas pakāpi, kā arī augsnes mēslošanas intensitāti un mežsaimnieciskās darbības. Iespējams aprēķināt buferzonas un sedimentācijas baseina optimālos izmērus un, ņemot vērā ĢIS izmantošanu šajā modelī, arī atrašanās vietas.

Sven Åke Oscarsson, privātuzņēmējs no Zviedrijas, ir izstrādājis kāpurķēžu traktora modeli, ar kuru iespējams efektīvi tīrīt grāvjus, nenodarot praktiski nekādus bojājumus augsnei un kokaudzei. Tehnoloģijas galvenā priekšrocība ir tā, ka nav nepieciešams veidot platas grāvju atbērtnes. Līdz ar to samazinās ūdenī iekļuvušās gaismas daudzums, un attiecīgi grāvis aizzeļ lēnāk. Ar zviedra patentēto traktoru iespējams veikt grāvju renovāciju, pārvietojoties pat 6.5 metru attālumā no grāvja.

Pasākuma turpinājumā viesi no Kaļiņingradas Meža dienesta iepazīstināja ar savu organizāciju, bet igauņu pētniece Elve Lode – ar iespējamajiem finanšu instrumentiem, kas pieejami pētniecisko projektu veikšanai – BONUS, COST, INTERREG, Marie Curie.

5. septembrī semināra dalībnieki apmeklēja LVMI „Silava” zinātniskos objektus pie Misas Pierīgā un MPS „Kalsnava” teritorijā. Pa ceļam tika apmeklēts LVMI „Silava”, kur direktors Jurgis Jansons sniedza ieskatu institūta darbībā, kā arī nedaudz ieskicēja ar mežu hidroloģiju saistītos jautājumus Latvijā, rosinot tālāku diskusiju.

MPS „Kalsnava” teritorijā tika apmeklēti ilglaicīgie meža hidroloģijas novērojumu objekti, kuros jau kopš 1960tajiem gadiem noris regulāri notecēs un meža ražības izmaiņu novērojumi, akcentējot, ka tieši ar pazemes spiedes ūdeņu palīdzību un meliorācijas ietekmē mežaudzes uz vairāku metru biezās kūdras slāņa spēj sasniegt $300-400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ krāju 50 gados pēc grāvju izrakšanas. Visi dalībnieki piekrita, ka šāda veida pētījumi ir unikāli, un būtu jāapdomā kopīgu publikāciju veidošanas iespējas.

Pasākuma trešajā dienā tika apkopotas gūtās atziņas, kā arī noformulētas dalībvalstu institūciju intereses, kuras būtu jāapkopo iespējamajā projekta pieteikumā. Visticamāk, projekts būs saistīts ar mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi saistību ar ekoloģiskajiem procesiem Baltijas jūrā.

Semināru no Latvijas puses vadīja LVMI „Silava” pētnieks Toms Zālītis.

Nākamā „Forestry and Water Network” tikšanās paredzēta 2013.gada pavasarī Kaļiņingradā.

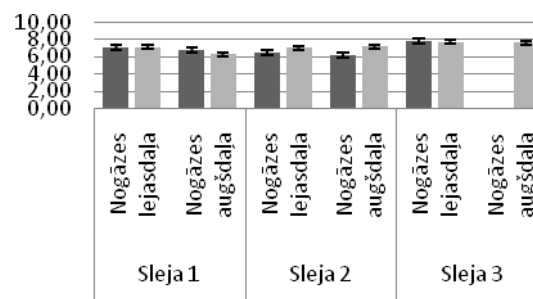
Pielikumi

1.pielikums

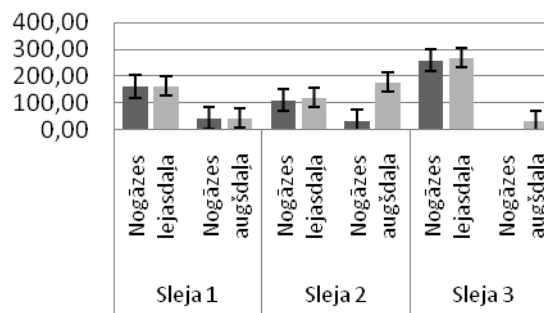
Augsnes ūdenī noteikto parametru vidējās vērtības pētījuma objektos

Obj.	Novietoj.	Lizimetra dziļums, cm	pH	EVS, $\mu\text{S cm}^{-1}$	N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	K, mg L ⁻¹	Ca, mg L ⁻¹	Mg, mg L ⁻¹	P _{kop.} , mg L ⁻¹	HCO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	Sārmainība, mmol/L
Vilkukalns	Nogāzes lejasdaļa	30 cm	7.1	176.54	1.10	0.02	0.04	0.73	20.83	4.72	0.04	-	-
		60 cm	7.2	184.02	0.77	0.02	0.06	0.66	21.29	4.93	0.04	-	-
	Nogāzes augšdaļa	30 cm	6.4	38.25	1.77	0.01	0.05	2.67	0.82	0.42	0.05	-	-
		60 cm	7.0	84.42	2.06	0.02	0.05	1.77	0.77	0.83	0.06	-	-
Kūdrēnis	Nogāzes lejasdaļa	30 cm	6.7	159.55	5.07	0.02	0.07	0.57	22.96	3.65	0.03	31.60	0.52
		60 cm	6.8	170.16	3.31	0.03	0.14	0.51	24.03	3.95	0.05	60.33	0.99
	Nogāzes augšdaļa	30 cm	7.1	179.61	3.98	0.01	0.05	0.49	22.16	4.63	0.03	50.59	0.83
		60 cm	7.3	261.93	1.43	0.02	0.10	0.35	32.89	8.55	0.04	161.26	2.64
Zvēri	Nogāzes lejasdaļa	30 cm	6.8	25.89	0.96	0.02	0.06	1.01	0.70	0.34	0.04	11.75	0.19
		60 cm	6.7	26.08	0.92	0.02	0.05	0.86	0.74	0.34	0.03	13.07	0.22
	Nogāzes augšdaļa	30 cm	6.7	34.00	1.24	0.02	0.05	1.37	0.62	0.36	0.03	14.45	0.24
		60 cm	6.8	30.30	1.19	0.02	0.05	0.94	0.66	0.46	0.02	9.83	0.16

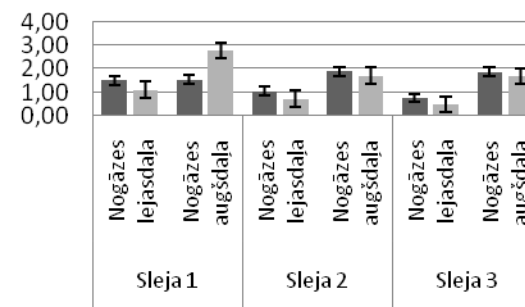
Augšnes ūdenī noteikto parametru atšķirības pa slejām un lizimetru dziļumiem nogāzes augšdaļā un apakšdaļā objektā Vilkukalns



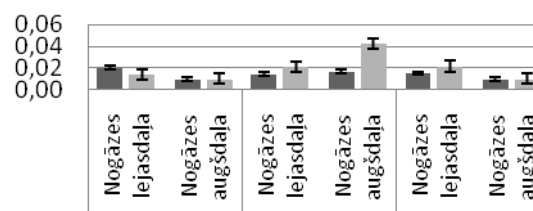
■ pH, 30 cm ■ pH, 60 cm



■ EVS, $\mu\text{S cm}^{-1}$, 30 cm ■ EVS, $\mu\text{S cm}^{-1}$, 60 cm

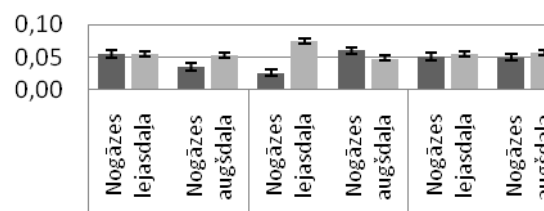


■ N-NO₃⁻, mg L⁻¹, 30 cm ■ N-NO₃⁻, mg L⁻¹, 60 cm



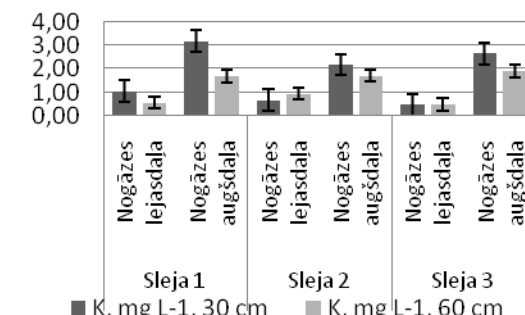
■ P-PO₄₃⁻, mg L⁻¹, 30 cm

■ P-PO₄₃⁻, mg L⁻¹, 60 cm

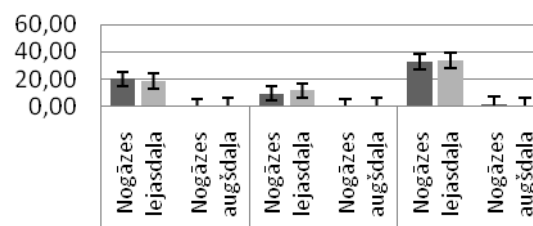


■ N-NH₄⁺, mg L⁻¹, 30 cm

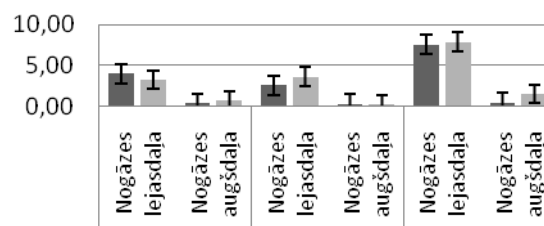
■ N-NH₄⁺, mg L⁻¹, 60 cm



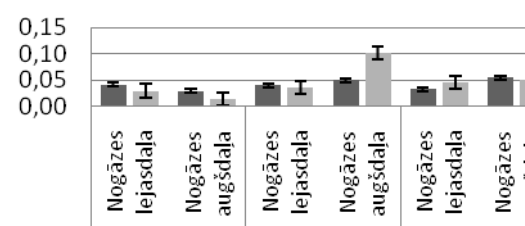
■ K, mg L⁻¹, 30 cm ■ K, mg L⁻¹, 60 cm



■ Ca, mg L⁻¹, 30 cm ■ Ca, mg L⁻¹, 60 cm

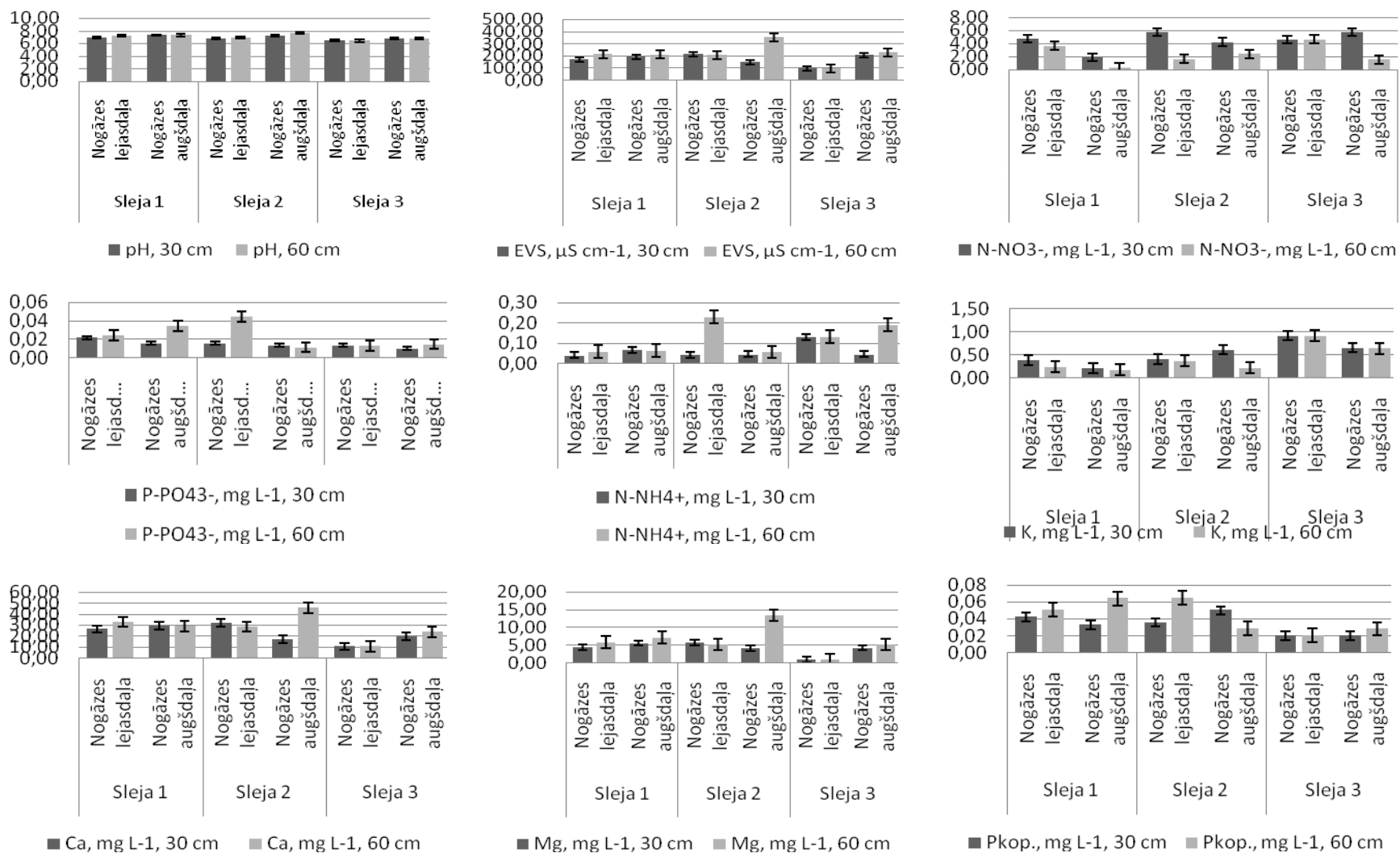


■ Mg, mg L⁻¹, 30 cm ■ Mg, mg L⁻¹, 60 cm

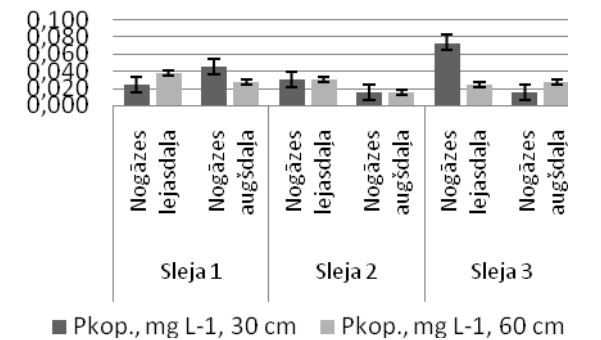
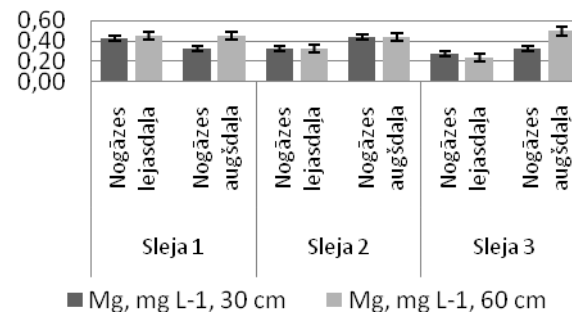
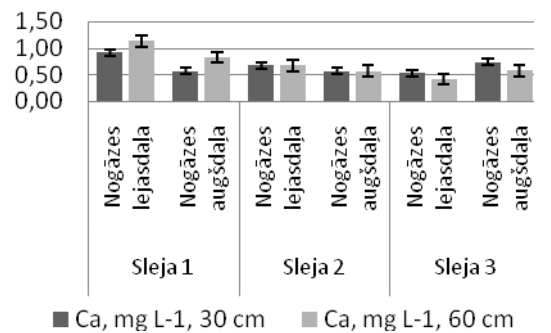
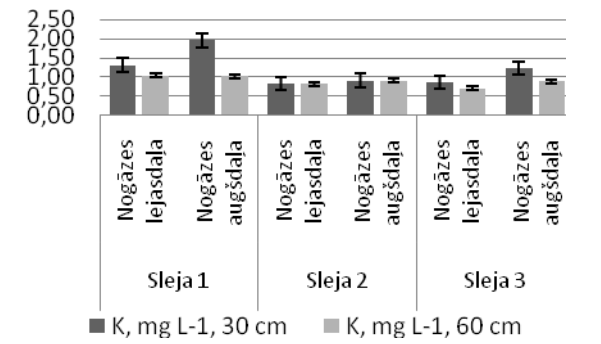
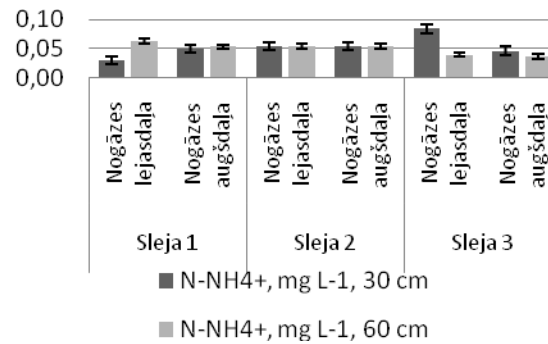
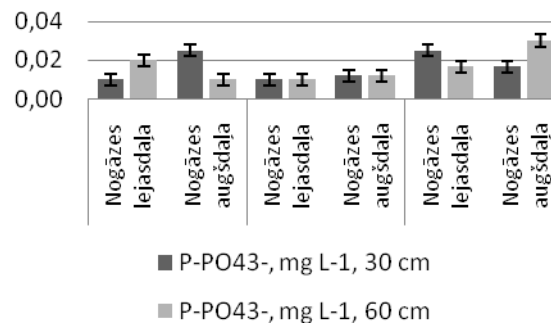
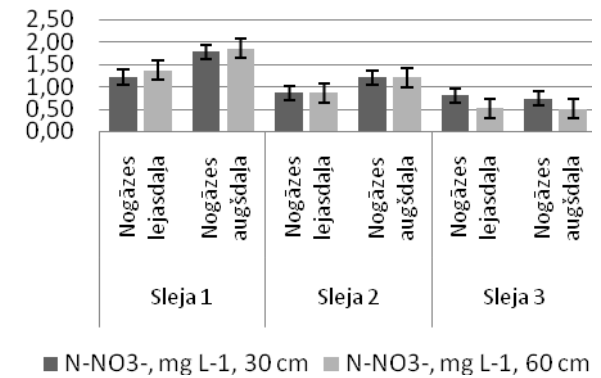
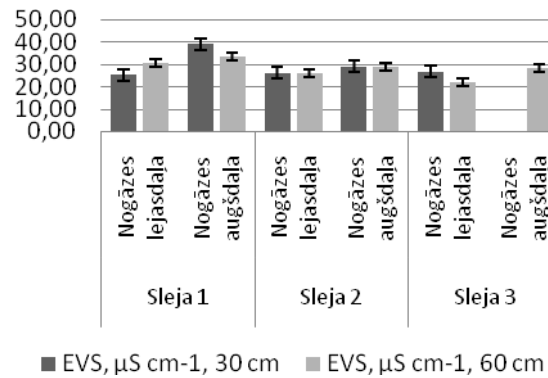
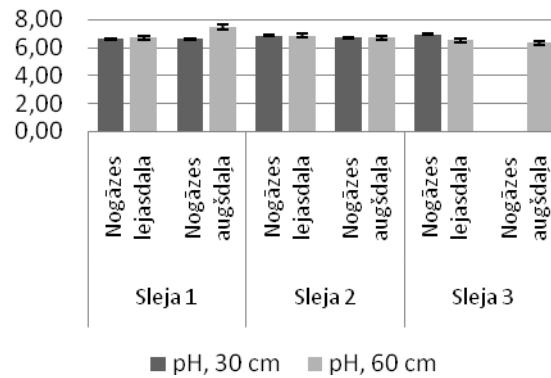


■ Pkop, mg L⁻¹, 30 cm ■ Pkop, mg L⁻¹, 60 cm

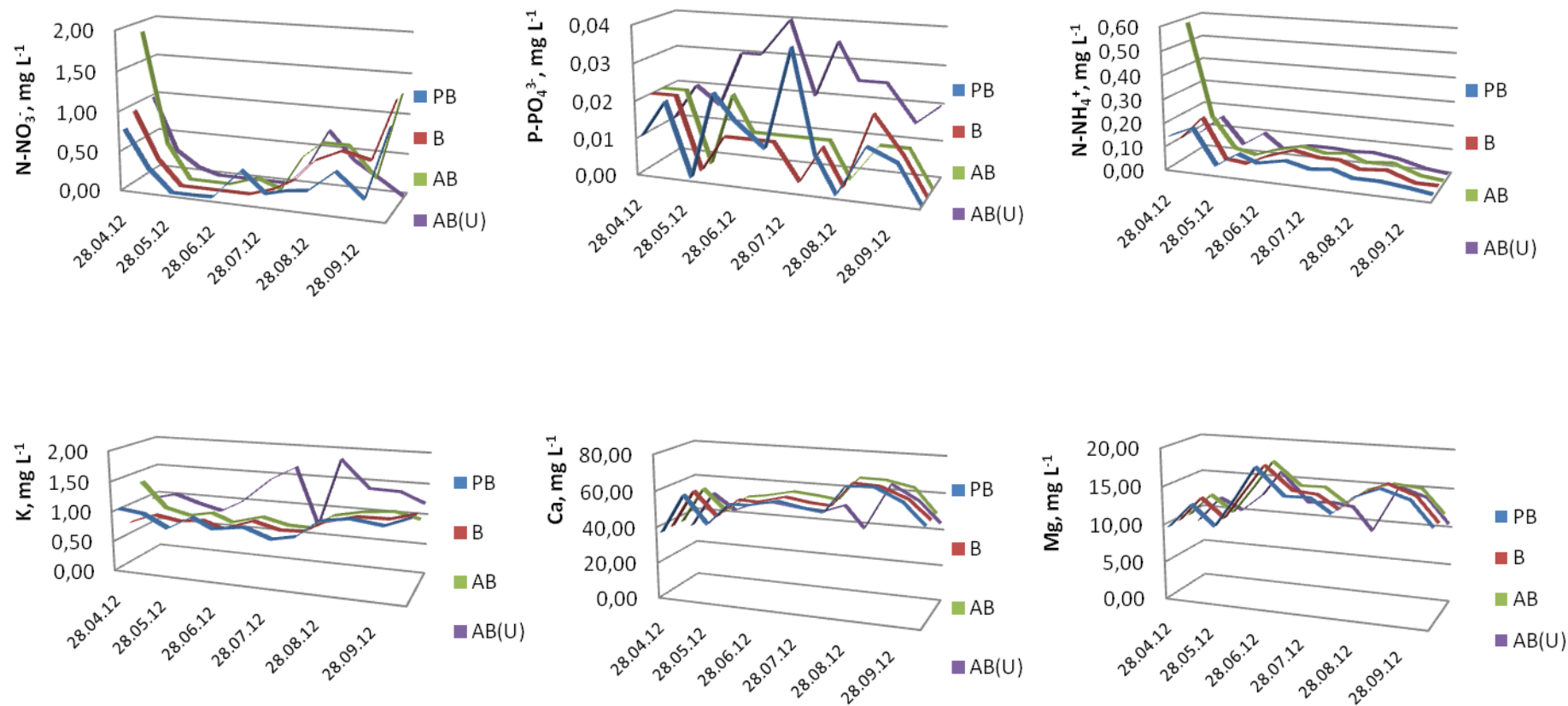
Augsnes ūdenī noteikto parametru atšķirības pa slejām, lizimetru dziļumiem un nogāzes augšdaļā un apakšdaļā objektā Kūdrēnis



Augsnes ūdenī noteikto parametru atšķirības pa slejām, lizimetru dziļumiem un nogāzes augšdaļā un apakšdaļā objektā Zvēri

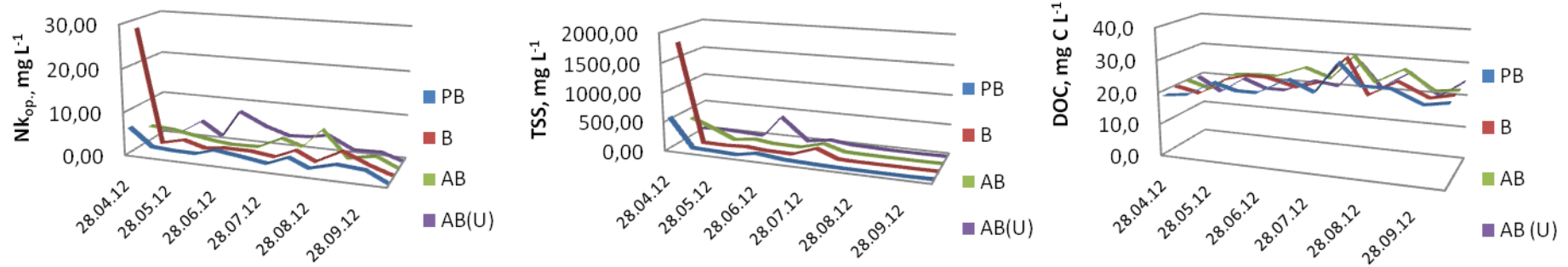


Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Stūrīši 1

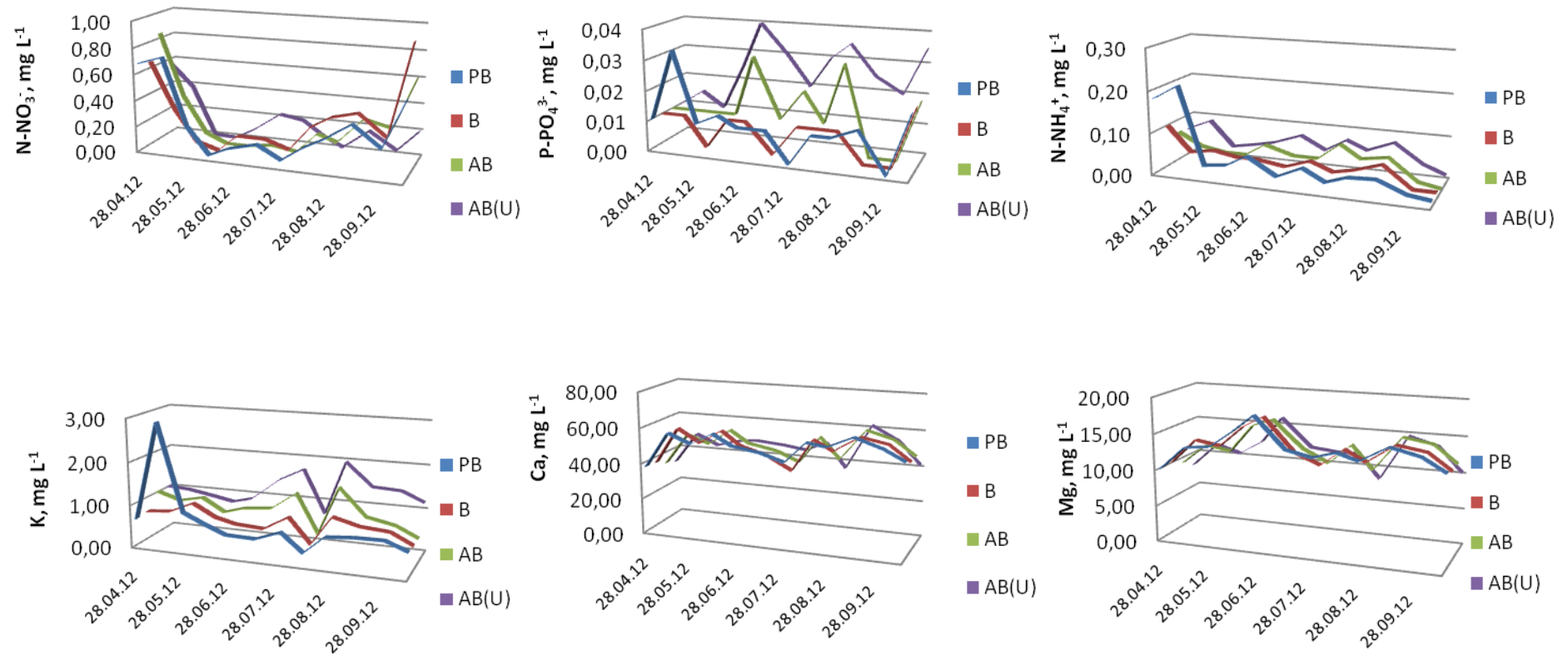


5.pielikuma turpinājums

Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Stūrīši 1

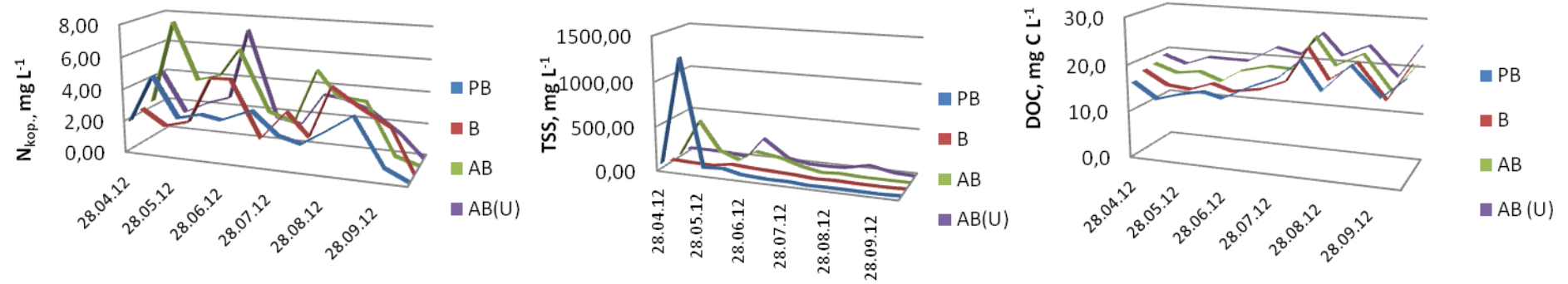


Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Stūrīši 2

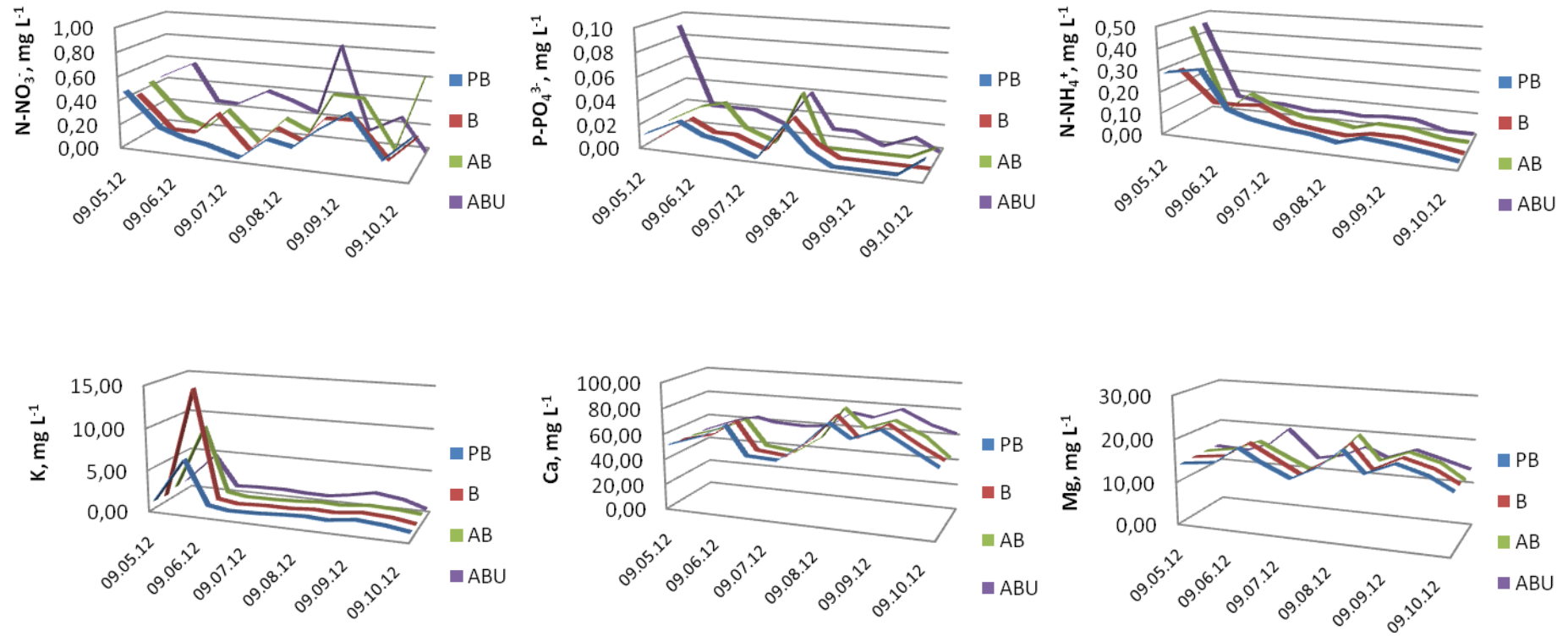


6.pielikuma turpinājums

Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Stūrīši 2

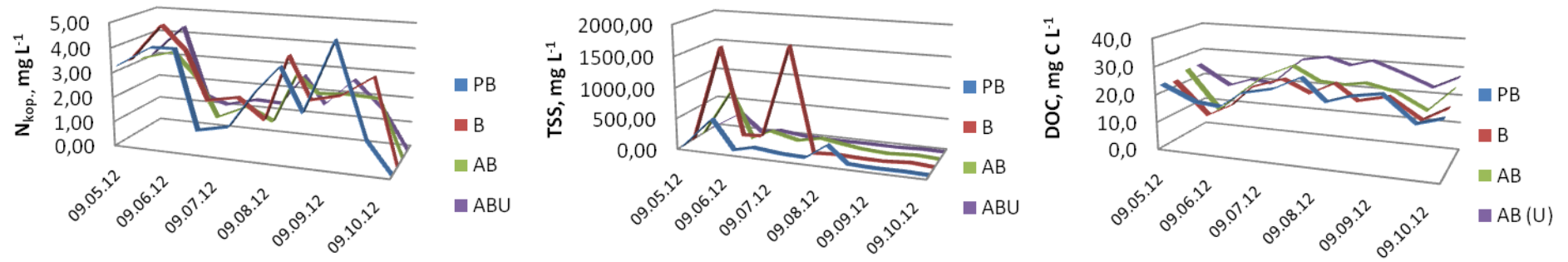


Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Vanagu Gārša

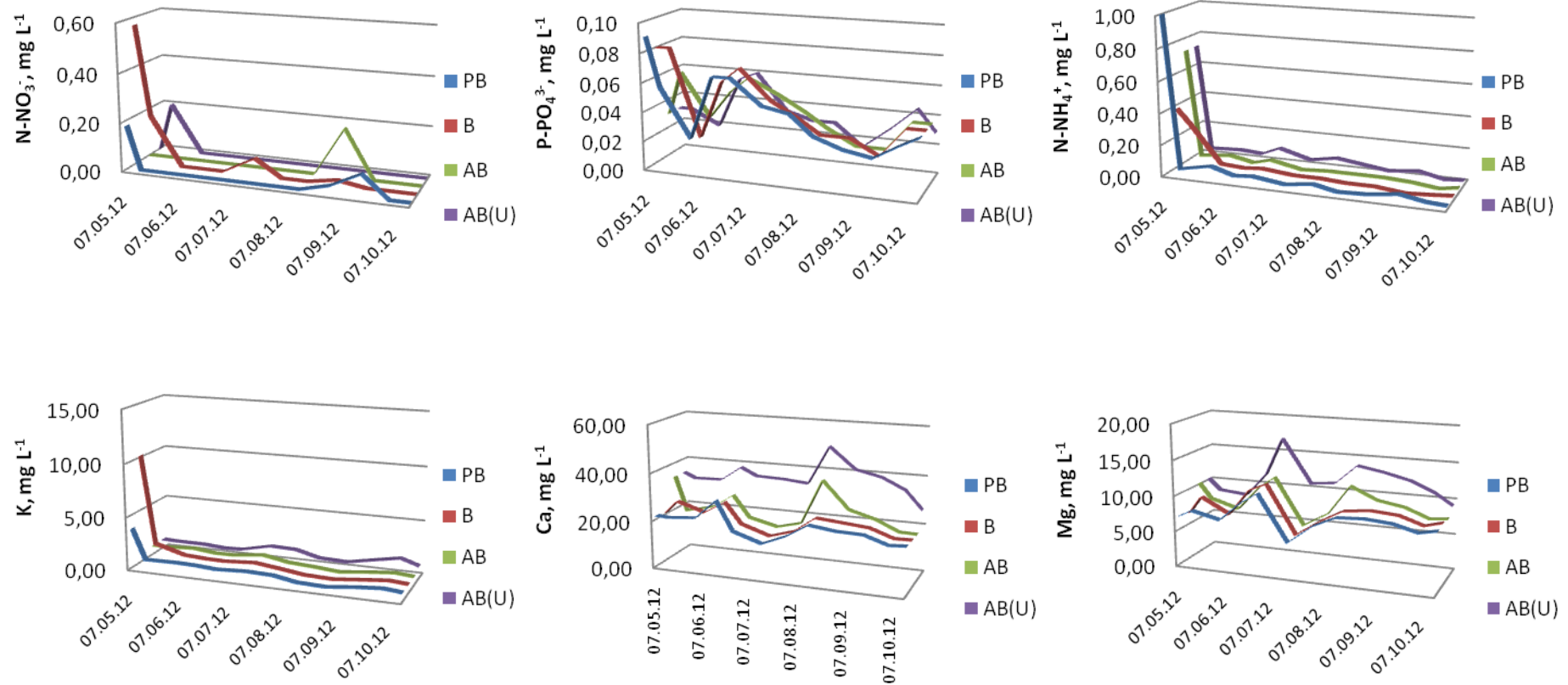


7.pielikuma turpinājums

Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Vanagu Gārša

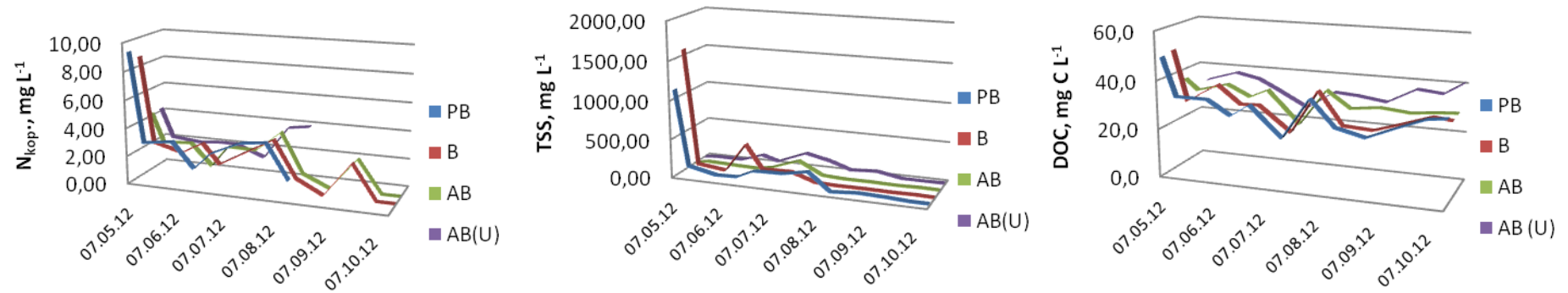


Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Atašiene

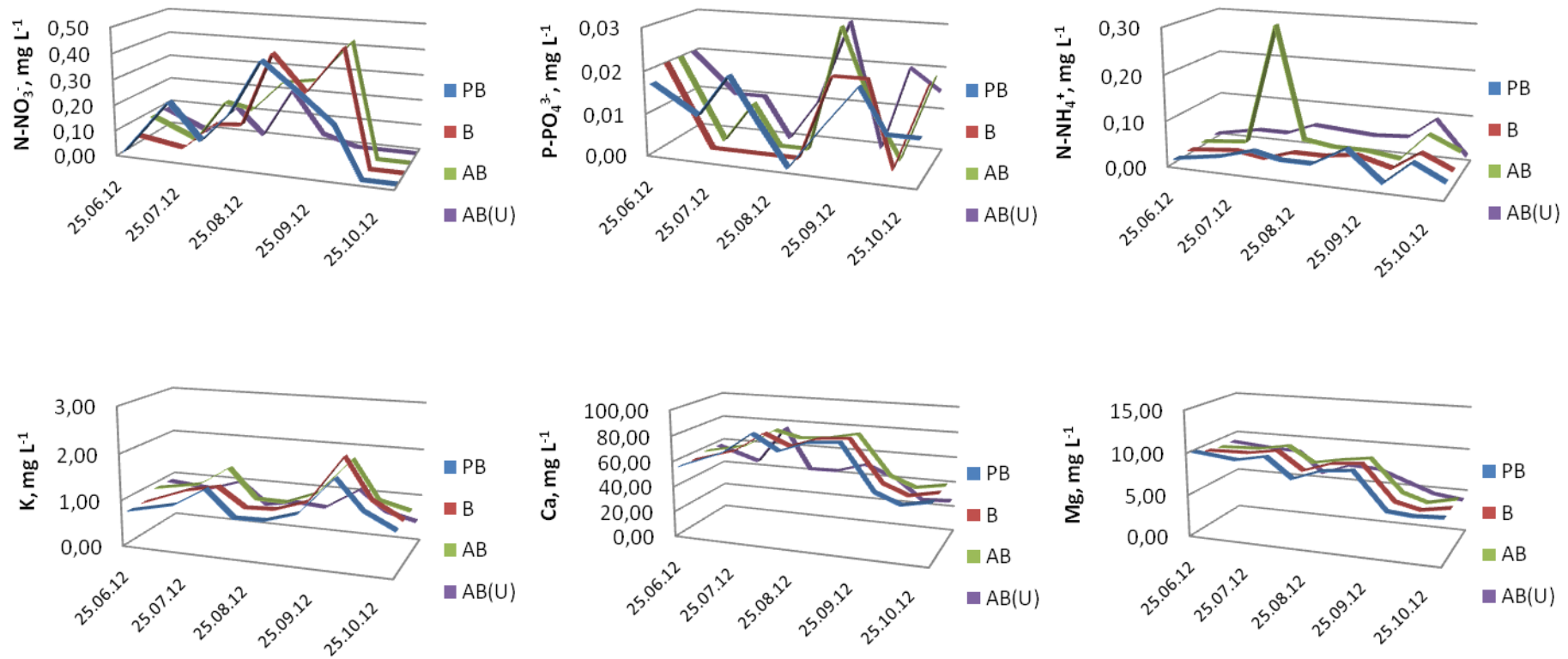


8.pielikuma turpinājums

Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Atašiene

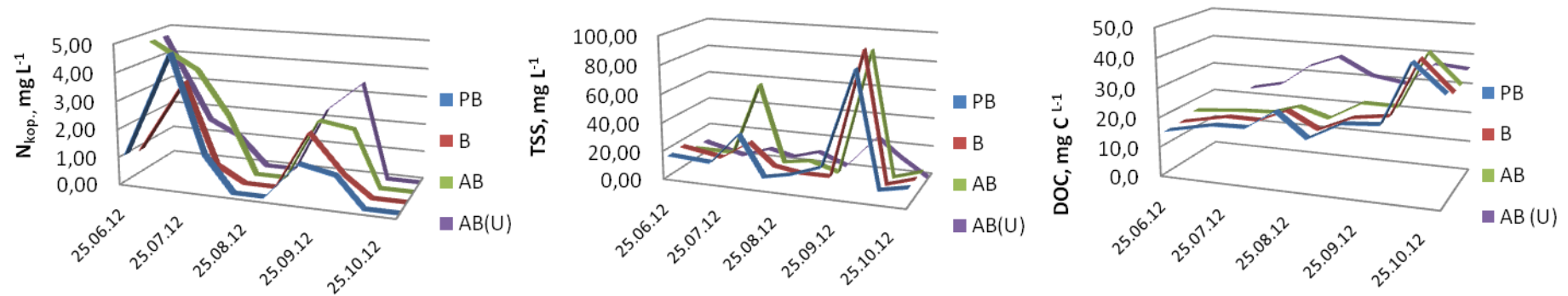


Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Bušnieku kanāla grāvji 1

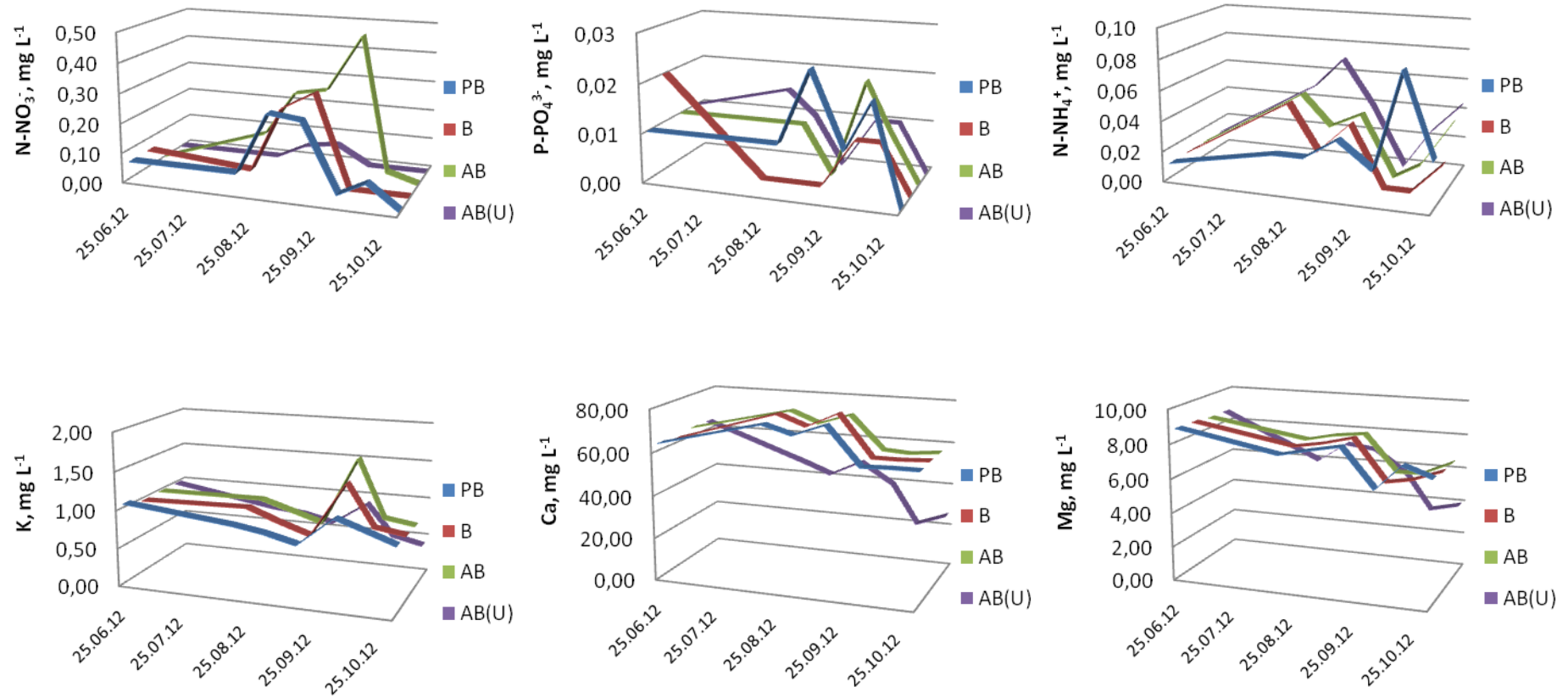


9.pielikuma turpinājums

Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Bušnieku kanāla grāvji 1

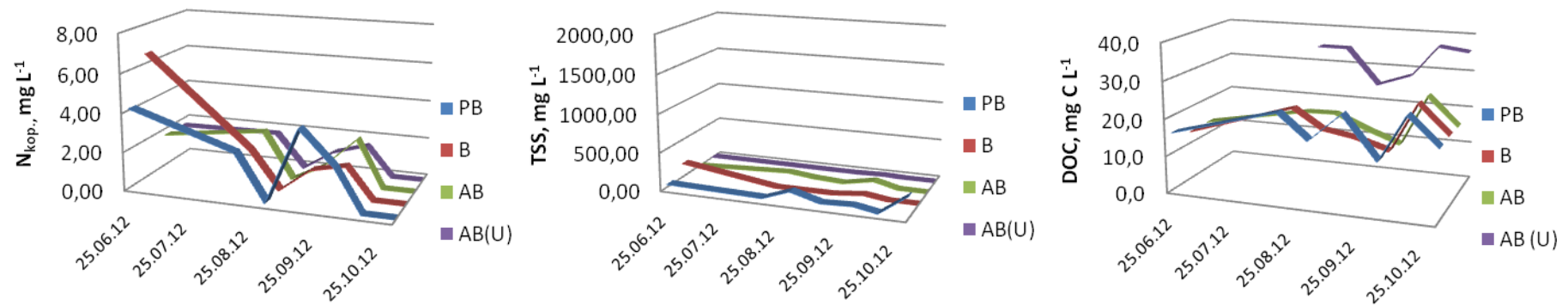


Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Bušnieku kanāla grāvji 2



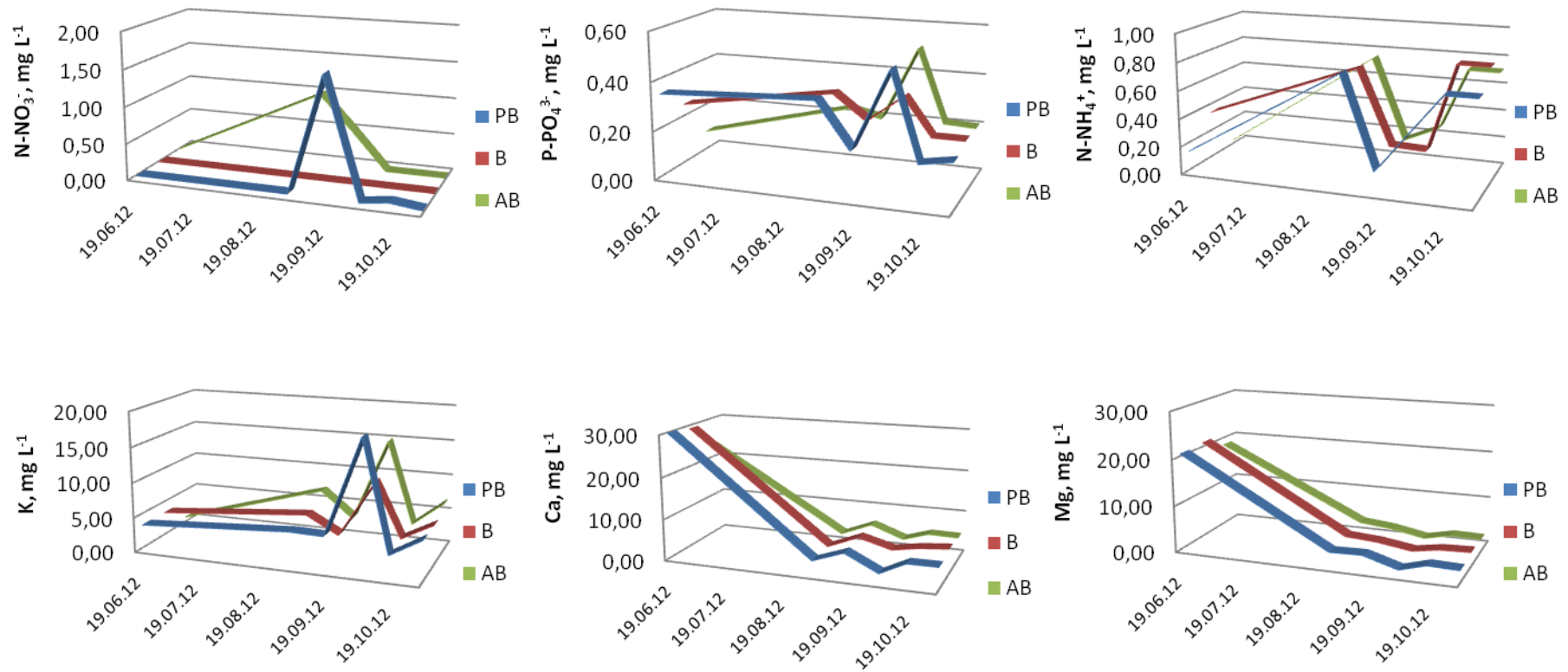
10.pielikuma turpinājums

Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Bušnieku kanāla grāvji 2



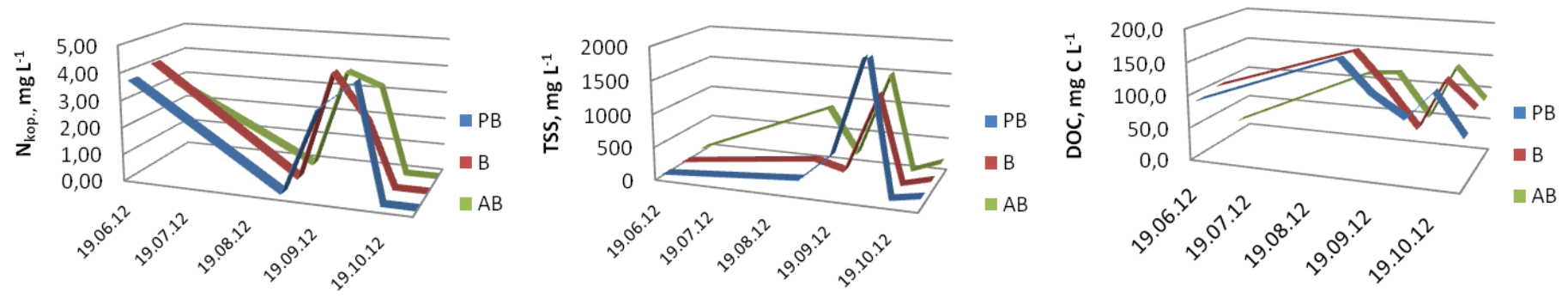
11.pielikums

Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Vaiļi



11.pielikuma turpinājums

Biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas laikā dažādās paraugu ņemšanas vietās objektā Vaiļi (turpinājums)



Sanāksmes kopsavilkums (angļu valodā)

Minutes Forestry and Water network meeting, Riga,
Latvia, 4-6 september 2012

4 September

Toms Zalitis (Silava) opened the meeting and presented the program for day 1 and day 2.
All participants presented themselves and their expectations of the meeting.

Timo Hiltunen (Metsähallitus) presented the COFORLO tool, which can be used to calculate the influence of forestry operations on the water quality. Timo also presented "Flow path analysis". This tool makes it possible to identify erosion risk areas and areas in need of buffer zones. See presentations for more information.

Sven-Åke Oscarsson, (Oscarsson Skogsarbeten AB) entrepreneur from Sweden, presented his excavator system "the Varan" which is used for cleaning of ditches. His specially designed excavator is flexible, makes less damages on the soil and the vegetation, and the U-shaped scoop can carefully remove the sediments from the ditch. Sven-Åke promotes a way of ditch cleaning that minimize erosion and sedimentation transport by letting the bottom of the ditch be uneven with "micro sedimentation ponds" and by making large sedimentation ponds every 200-300 meters. Also the last part of the ditch (downstreams) is left uncleaned, letting the water overflow the ground to reduce sedimentation transport.

Maria Savitskaya (Kaliningrad Forest Agency) presented the forest situation in Kaliningrad. Two large wetland areas, with a size of about 10 000 hectares and 18 000 hectares, have recently been preserved to protect the biodiversity. About 15 000 km of ditches (88 % of the drainage system, 220 000 hectares of the forest) is in poor condition and in need of ditch cleaning. See presentation for more information.

Elve Lode (Tallinn University, Estonia, and Inst of Ecology, SLU, Sweden) informed about different possibilities to finance network meetings and projects. On the 12th of April 2012, a group of researchers in the Forestry and Water Network met in Tallinn to discuss an application to the BONUS program. The second call has been postponed and the group is now waiting for instructions regarding topics and focus of the next call. Another option for financing is the COST-Action. But a project has to include not only Baltic Sea Region countries, but also other parts of Europe. Seven framework program (FP7) finances, within the domain of "People", projects including science and business, and probably also agencies. Though, the competition for funding is very high. "Marie Curie" finances network meetings and travelling cost. Deadline for application is in January.

Lars Andersson informed that Swedish parts can apply for financing at the Swedish Institute for network meetings and application preparations for a larger project.

Daniel Thorell (Swedish Forest Agency) presented the plan for making an application to the Baltic Sea Region Programme. Next call is expected to be in 2014. The plan is to include the four topics identified in the last network meeting as four work packages in a large project; drainage systems, buffer

zones, planning tools and beavers. Next network meeting will focus on buffer zones and is planned to be held in Kaliningrad in the spring 2013.

5 September

Excursion day including a visit at LSFRI "Silava" with a presentation of the institute. A number of forest stands showing the effect of drainage on forest production were visited near Plavinas and Jaunkalsnava. (For more details, see appendix 1). Also a new sample plot was shown, which is part of a new project about buffer zones. Finally an impressive arboretum was visited.

6 September

Zane Lībiere-Zālīte (Silava) presented a study about the effect of buffer zones on water quality. This is a part of the ongoing project "Methods and technologies to increase the value of forests" and the work package "Studies of the impact of silvicultural operations on the environment and biodiversity. Development of a monitoring system". Zane also invited the network participants to the BSR conference "Interdisciplinary Research for Higher Socioeconomic Value of Forests". See presentations for more information.

A group exercise was carried out, country by country. The aim was to gather ideas on what a work package about drainage systems in a large project should include. The exercise was followed by a discussion and an overall conclusion was that all countries consider drainage as an important way of achieving a higher forest production, but there is a need for maintenance of the ditches and there is a need of reducing the negative effects of ditch cleaning on the water quality and on the biodiversity. See summary of the exercise for further details.

Meža tipi un augsne

Augsnes tips	Mehāniskais sastāvs	Organiskā virskārta	Meža tips	Mērķa koku suga	Bonitāte	Novērtējums balles
A. Augsnes ar dabiski normālu mitrumu un sausieņu mežu tipiem						
Vk,Vkg,A,B,R	mS,sM	Amorfs	Gārša	Osis, ozols	I	50
Vk,Vkg,A,B,R	mS,sM	Sekls trūds	Gārša	Bērzs, apse	I	40
Vk,Vkg,A,B,R	sM	Sekls trūds	Gārša	Osis, egle	I-II	45
Vk,Vkg,A,B,R	mS,sM	Irdens sekls trūds	Vēris	Egle, apse	I	45
Vk,Vkg,A,B,R	M	Irdens sekls trūds	Vēris	Egle	I	40
Pv,Pvg,A	mS, sM	Irdens sekls trūds	Damaksnis	Priede	I	44
Pv,Pvg,A	M	Irdens sekls trūds	Damaksnis	Priede, egle	I	38
Pv,Pvg,A	sS	Irdens jēltrūds	Lāns	Priede	II	30
Pv,Pvg,A	sS	Irdens jēltrūds	Lāns	Priede	III	25
Pv,Pvg,A	sS	Jēltrūds	Mētrājs	Priede	III	24
Pv,Pvg,A	sS	Jēltrūds	Sils	Priede	IV	14
Pv,Pvg,A,P	sS	Nabadzīgs jēltrūds	Sils	Priede	IV-V	10,5
B.Nosusinātas minerālaugsnes āreņu meža tipiem						
Vkg,B,Vg	mS,Sm	Amorfs trūds	Platlapju ārenis	Osis,egle	I	45
Vkg,B,Vg	M	Amorfs trūds	Platlapju ārenis	Egle,osis	I-II	40
Vg,Vgt,Pg,Pgt	mS,sM	Irdens jēltrūds	Šaurlapju ārenis	Priede,egle	I	37
Vg,Vgt,Pg,Pgt	M,S,iS	Irdens jēltrūds	Šaurlapju ārenis	Priede,egle	I-II	30
Pg,Pgt	sS	Jēltrūds	Mētru ārenis	Priede	II	27
Pg,Pgt	iS	Jēltrūds	Mētru ārenis	Priede	II-III	22
Pg,Pgt,PT	sS,iS	Nabadzīgs jēltrūds	Viršu ārenis	Priede	III	20
C.Nosusinātas minerālaugsnes ar slapju minerālaugāņu mežu tipiem						
Vkg,B,Vg	mS,sM	Koku trūds	Slapja gārša	Egle, osis	III	20
Vkg,B,Vg	sS,iS,M	Koku trūds	Slapja gārša	Egle, osis	III-IV	15
B,Vg,VG	mS,sM	Koku jēltrūds	Slapjais vēris	Egle	III	16
B,Vg,VG	M	Koku jēltrūds	Slapjais vēris	Egle	IV	12
VG,PG,VGT,PGT	mS,sS	Koku jēltrūds	Slapjais damaksnis	Priede	III-IV	10 līdz 14
Pg,Pgt,PT	sS,iS	Jēlkūdra	Slapjais mētrājs	Priede	IV	10
Pg,Pgt,PT	sS,iS	Nabadzīga jēlkūdra	Grāvis	Priede	V	7
D.Nosusinātas kūdras augsnes ar kūdreņu mežu tipiem						
AT,Tz,Tgz		Bagāta koku zāļu kūdra	Platlapju kūdrenis	Egle	I-Ia	40 līdz 45
Tp,TGP		Grīšļu, koku kūdra	Šaurlapju kūdrenis	Priede	I	37
Tp,TGP		Grīšļu, sfangnu, koku kūdra	Mētru kūdrenis	Priede	II	22 līdz 27
Tp,TgP		Spilvu,koku sfangnu kūdra	Viršu kūdrenis	Priede	III	15
Ts		Sfangnu kūdra	Viršu kūdrenis	Priede	III-IV	10
E. Nosusinātas kūdras augsnes ar slapjo kūdras augšņu mežu tipiem						
Tgz		Koku kūdra	Liekņa	Melnalksnis,osis	III	17
Tgz		Grīšļu, koku kūdra	Dumbrājs	Bērzs	III-Iv	13
Tgp		Grīšļu, koku kūdra	Niedrājs	Priede	IV-V	10
Tgs		Koku, sfangnu kūdra	Purvājs	Priede	V	8



Augsnes tips	Mehāniskais sastāvs	Organiskā virskārta	Meža tips	Mērķa koku suga	Bonitāte	Novērtējums balles
F.Nosusinātas dziļo kūdras purvu augsnes						
Tz		Zāļu koku kūdra		Priede, bērzs	V	7
Tp,TGP		Koku-sfagnu kūdra		Priede, bērzs	V	5
Ts		Sfagnu- sūnu kūdra		Priede, bērzs	V	3