



LATVIJAS UNIVERSITĀTE

LATVIJAS VALSTS MEŽZINĀTNES INSTITŪTS "SILAVA"

Arta Bārdule

MIKRO- UN MAKROELEMENTU PLŪSMAS ĪSCIRTMETA APŠU HIBRĪDU (*POPULUS TREMULOIDES* MICHX. × *POPULUS TREMULA* L.) KOKAUGU STĀDĪJUMĀ LAUKSAIMNIECĪBAS ZEMĒ

Promocijas darbs

Doktora grāda iegūšanai ķīmijā, vides zinātnes nozarē,
vides ķīmijas un ekotoksikoloģijas apakšnozarē

Darba zinātniskie vadītāji:
prof. *Dr. chem.* A. Vīksna
vad. pētn. *Dr. silv.* D. Lazdiņa

RĪGA, 2019

Promocijas darbs “Mikro- un makroelementu plūsmas īscirtmeta apšu hibrīdu (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) kokaugu stādījumā lauksaimniecības zemē” izstrādāts Latvijas Valsts mežzinātnes institūtā “Silava” un Latvijas Universitātes Ķīmijas fakultātes Analītiskās ķīmijas katedrā laika posmā no 2011. gada līdz 2018. gadam, kā arī Austrijas Federālajā Meža, dabas katastrofu un ainavas pētniecības un mācību centrā 2011. gada novembrī un Masārika Universitātē Čehijā 2016. gada oktobrī COST FP0903 un FP1301 Īstermiņa zinātnisko misiju programmu ietvaros.



LATVIJAS
UNIVERSITĀTE



Darba zinātniskie vadītāji:

prof. *Dr. chem.* Arturs Viksna (Latvijas Universitāte)
vad. pētn. *Dr. silv.* Dagnija Lazdiņa (Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava”)

Darba recenzenti:

prof. *Dr. habil. chem.* Māris Kļaviņš (Latvijas Universitāte)
prof. *Dr. biol.* Artūrs Škute (Daugavpils Universitāte)
vad. pētn. *PhD Marek Metslaid* (Igaunijas Dzīvības zinātņu universitāte)

LU Vides zinātnes nozares promocijas padome:

prof. *Dr. biol.* Viesturs Melecis, padomes priekšsēdētājs
prof. *Dr. geogr.* Oļģerts Nikodemus, priekšsēdētāja vietnieks
doc. *Dr. geogr.* Oskars Purmalis, promocijas padomes sekretārs
prof. *Dr. habil. chem.* Māris Kļaviņš
prof. *Dr. habil. paed.* Raimonds Ernšteins
asoc. prof. *Dr. geogr.* Iveta Šteinberga
prof. *Dr. chem.* Arturs Viksna
asoc. prof. *Dr. geogr.* Raimonds Kasparinskis
doc. *Dr. geogr.* Juris Burlakovs

Promocijas darba aizstāvēšana notiks Latvijas Universitātes Vides zinātnes nozares promocijas padomes atklātā sēdē 2019. gada 19. decembrī plkst. 10:00 Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē, Jelgavas ielā 1, 702. telpā.

Ar promocijas darbu un tā kopsavilkumu var iepazīties Latvijas Universitātes Bibliotēkā Rīgā, Raiņa bulvārī 19 (203. telpa).

- © Latvijas Universitāte, 2019
- © Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava”, 2019
- © Arta Bārdule, 2019

ANOTĀCIJA

Mikro- un makroelementu plūsmas īsirtmeta apšu hibrīdu (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) kokaugu stādījumā lauksaimniecības zemē. Bārdule A., zinātniskie vadītāji: prof. Dr. chem. A. Viksna un vad. pētn. Dr. silv. D. Lazdiņa. Promocijas darbs, 124 lappuses, 63 attēli, 45 tabulas, 15 vienādojumi, 187 literatūras avoti. Latviešu valodā.

APŠU HIBRĪDS, PAMATMĒSLOJUMA IETEKME, AUGSNE, AUGSNES ŪDENS, AUGU UN SĒŅU BIOMATERIĀLS, ELEMENTU PLŪSMAS.

Darbā pētītas mikro- un makroelementu plūsmas juvenilā apšu hibrīdu kokaugu stādījumā lauksaimniecības zemē, kā arī dažāda veida pamatmēslojuma ietekme uz tām. Pētījuma objekts, kas sastāv no 32 eksperimentāliem apšu hibrīdu parauglaukumiem, ierīkots lauksaimniecības zemē Latvijas centrālajā daļā 2011. gada pavasarī, kopējā pētījuma objekta platība ir 16 ha. Apšu hibrīdu ietvarstādi stādīti gan agromežsaimniecības sistēmā (attālums starp kokiem — $2,5 \times 5,0$ m), gan kā kokaugu stādījums (attālums starp kokiem — $2,0 \times 2,0$ m). Augsnes ielabošanai kā barības elementu un augsnes buferkapacitāti kompensējošs augsnes pamatmēslojums izmantotas notekūdeņu attīrīšanas dūņas (deva $10 t_{\text{sausna}} \text{ ha}^{-1}$) un zaļās enerģijas ražošanas blakusprodukti — stabilizēti koksnes pelni (deva $6 t_{\text{sausna}} \text{ ha}^{-1}$) un digestāts (deva $30 t \text{ ha}^{-1}$). Mikro- un makroelementu plūsmu raksturošanai ekosistēmā sistemātiski analizēti šādi vides paraugi: augsne; augsnes ūdens; nokrišņu ūdens; apšu hibrīdu lapas, zari, stumbru gadskārtas un nobiras; parasto apšubeku (*Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray) augļķermeņi.

Pētījumā noskaidrots, ka ātraudzīgo apšu hibrīdu stādījuma izveidošana lauksaimniecības zemē un pamatmēslojuma ienese būtiski ietekmē gan makroelementu, gan mikroelementu, kā arī to stabilo izotopu plūsmas ekosistēmā visā pētījuma periodā (no 2011. gada līdz 2015. gadam), turklāt vides paraugus kā vides apstākļu maiņas indikatorus atbilstoši to jutīgumam jeb atbildes reakcijai var ierindot šādi: augu un sēņu biomateriāls > augsnes ūdens > augsne. Pirmo piecu gadu laikā pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas augsnē netiek uzkrāts papildus C un N, turklāt augsnes dziļākajos slāņos novērots būtisks C un N uzkrājuma samazinājums. Viens no būtiskākajiem ekosistēmas pakalpojumiem, ko nodrošina juvenili apšu hibrīdu stādījumi lauksaimniecības zemē, ir barības elementu izskalošanās samazinājums no augsnes, kas liecina par efektīvu barības elementu apriti attiecīgajā ekosistēmā un lokālu virsējo gruntsūdeņu kvalitātes uzlabošanos. Piecu gadu laikā pēc apšu hibrīdu stādījumu ierīkošanas NO_3^- -N izskalošanās samazinājās līdz pat 99,6%, PO_4^{3-} -P izskalošanās samazinājās līdz 97,1%, bet K izskalošanās samazinājās līdz 76,5%. Pamatmēslojuma ienese lauksaimniecības zemē būtiski ietekmē ne tikai $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ vērtības apšu hibrīdu lapās un parasto apšubeku augļķermeņos pat 4 un 5 gadus pēc pamatmēslojuma ieneses, bet arī mikro- un makroelementu stabilo izotopu relatīvo daudzumu apšu hibrīdu gadskārtās. Vienas gadskārtas ietvaros vērojamas būtiskas makroelementu relatīvā daudzuma atšķirības starp agrīno un vēlīno koksni — vēlinajā koksnē konstatēts būtiski lielāks makroelementu relatīvais daudzums. Kaut arī augsnes un augsnes ūdens pH norāda uz ierobežotu smago metālu mobilitāti pētījuma objektā, vērojama būtiska pamatmēslojuma, īpaši koksnes pelnu, ietekme uz smago metālu vidējo relatīvo daudzumu apšu hibrīdu gadskārtās.

SATURS

IEVADS	6
PROMOCIJAS DARBA APROBĀCIJA	9
PATEICĪBA	14
SAĪSINĀJUMU SARAKSTS	15
1. LITERATŪRAS APSKATS	16
1.1. Agromežsaimniecisku sistēmu ekosistēmu pakalpojumi	16
1.2. Elementu aprite kokaugu stādījumu ekosistēmās	18
1.2.1. Mikroelementu aprite	18
1.2.2. Fitoremediācija	20
1.3. Modernās analīzes metodes vides paraugu sastāva noteikšanai	23
1.3.1. C un N stabilo izotopu attiecības mērījumi ekosistēmu raksturošanai	23
1.3.2. Lāzera ablācijas induktīvi saistītās plazmas masspektrometrijas metodes izmantošanas iespējas elementu satura raksturošanai koku gadskārtās	32
2. EKSPERIMENTĀLĀ DAĻA	37
2.1. Objekta raksturojums	37
2.1.1. Pētījuma objekta vispārējs raksturojums	37
2.1.2. Apšu hibrīdu stādījuma dizains	39
2.1.3. Pamatmēslojuma veidi	40
2.1.4. Apšu hibrīdu stumbra biomasas pieaugums	40
2.2. Paraugu ņemšana un sagatavošana fizikāli ķīmiskajām analīzēm	41
2.2.1. Augsnes paraugu ņemšana un sagatavošana	41
2.2.2. Augsnes ūdens paraugu ņemšana	43
2.2.3. Atmosfēras nokrišņu paraugu ņemšana	43
2.2.4. Nobiru paraugu ņemšana	44
2.2.5. Apšu hibrīdu lapu un zaru ņemšana	45
2.2.6. Parasto apšubeku paraugu ņemšana	45
2.2.7. Apšu hibrīdu stumbra paraugu ņemšana	46
2.3. Fizikāli ķīmiskās analīzes	47
2.3.1. Augsnes paraugu fizikāli ķīmiskās analīzes	47
2.3.2. Ūdens paraugu fizikāli ķīmiskās analīzes	48
2.3.3. Augu un sēņu biomateriāla paraugu fizikāli ķīmiskās analīzes	50
2.4. Organiskā C un kopējā N uzkrājuma augsnē aprēķināšana	52
2.5. Barības elementu izskalošanās no augsnes apjoma aprēķināšana	52
2.6. Datu statistiskā apstrāde	55

3. REZULTĀTI UN TO IZVĒRTĒJUMS	57
3.1. Augsnes īpašības un sastāvs	57
3.1.1. Augsnes blīvums	57
3.1.2. Augsnes pH	59
3.1.3. Organiskā oglekļa saturs un uzkrājums augsnē	60
3.1.4. Kopējā slāpekļa saturs un uzkrājums augsnē	63
3.1.5. C/N attiecība augsnē	65
3.1.6. Biopieejamais barības elementu saturs augsnē	67
3.1.7. Smago metālu saturs augsnē	68
3.2. Augsnes ūdens ķīmiskais sastāvs	71
3.2.1. Augsnes ūdens pH un elektrovadītspēja	71
3.2.2. Barības elementu saturs augsnes ūdenī	73
3.2.3. Kopējā slāpekļa un oglekļa saturs augsnes ūdenī	77
3.2.4. Smago metālu saturs augsnes ūdenī	78
3.2.5. Barības elementu izskalošanās no augsnes	81
3.3. Augu un sēņu biomateriāla ķīmiskais sastāvs	87
3.3.1. Apšu hibrīdu lapu, zaru un nobiru ķīmiskais sastāvs	87
3.3.2. Parasto apšubeku augļķermeņu izotopiskais sastāvs	91
3.3.3. Apšu hibrīdu stumbra gadskārtu ķīmiskais sastāvs	92
SECINĀJUMI	113
LITERATŪRAS SARAKSTS	115

IEVADS

Tēmas aktualitāte

Pēdējās desmitgadēs pasaules mērogā dažādu ekosistēmu pakalpojumu potenciāls ir samazinājies, un tam var būt būtiska negatīva ietekme uz cilvēku labklājību nākotnē. Līdz ar to vides zinātņu pētnieki globāli tiek aicināti pievērsties dažādu, tajā skaitā vidi regulējošo ekosistēmu pakalpojumu, novērtējumam. Kaut arī Latvijas galvenais dabas resurss ir zeme un tās auglība, daļa no lauksaimniecības zemēm netiek apsaimniekotas jau teju divdesmit gadus. Nekoņas lauksaimniecības zemju platības Latvijā aptver ap 257 tūkst. ha (2018. gads), kas veido ap 11% no visas lauksaimniecībā izmantojamo zemju platības. Ātraudzīgo kokaugu stādījumu ierīkošana neizmanto tās lauksaimniecības zemēs ir veids, kā saimnieciski izmantot vienu no valsts galvenajiem resursiem — zemi, nākotnē neizslēdzot šo platību atgriešanu lauksaimnieciskajai ražošanai. Turklāt atbilstoši Apvienoto Nāciju Organizācijas Vispārējai konvencijai par klimata pārmaiņām un tās Kioto protokolam lauksaimniecības zemju apmežošana tiek rekomendēta kā siltumnīcefekta gāzu emisiju samazināšanas mehānisms. Vienlaicīgi arī fitoremediācija, barības elementu izskalošanās no lauksaimniecības zemēm samazināšana un gruntsūdens kvalitātes uzlabošana ir būtiski ekosistēmas pakalpojumi, ko nodrošina ātraudzīgo kokaugu stādījumi. Baltijas jūras reģionā apšu hibrīds (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) ir viena no daudzsoļošākām koku sugām (hibrīdiem) biomasas ražošanai ātrā biomasas pieauguma dēļ. Latvijā līdz šim ~ 500 ha lauksaimniecības zemēs ir ierīkoti apšu hibrīdu stādījumi. Bet, neskatoties uz vides kvalitāti uzlabojošiem aspektiem, visa veida pastāvīga biomasas iznešana no lauksaimniecības zemēm izmaina barības elementu saturu augsnē, samazina augsnes buferkapacitāti, kā arī var ietekmēt gan virszemes ūdens, gan gruntsūdeņu kvalitāti. Sadzīves atkritumi (notekūdeņu attīrīšanas dūņas) un bioenerģijas ražošanas blakusprodukti (koksnes pelni un fermentācijas atliekas jeb digestāts; turpmāk tekstā tiks lietots termins digestāts) var tikt izmantoti kā barības elementus un augsnes buferkapacitāti kompensējošs augsnes pamatmēslojums. Tajā pašā laikā ir jāizvērtē ekoloģiskie riski, kas saistīti ar augsnes, augsnes ūdens un augu materiāla potenciālu piesārņošanu ar smagajiem metāliem, kā arī papildus barības elementu izskalošanu no augsnes mēslošanas rezultātā, un tie jāsalīdzina ar ieguvumiem, kas rodas no augiem izmantojamo barības vielu atgriešanas aprītē, ienesot pamatmēslojumu. Apšu hibrīdu daļas (piemēram, apšu hibrīdu stumbra gadskārtas vai lapas), kā arī, piemēram, sēņu, kas izplatījušās ekosistēmā, auglķermenī var tikt izmantoti kā bioindikatoru vides kvalitātes raksturošanai. Savukārt, moderno analīžu metožu attīstība ļauj veikt detālus bioindikatoru ķīmiskā sastāva (makroelementu, mikroelementu un to izotopu sastāva) pētījumus.

Hipotēze

Pamatmēslojuma ienese būtiski ietekmē mikro- un makroelementu plūsmas lauksaimniecības zemē ierīkotā apšu hibrīdu (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) kokaugu stādījumā.

Promocijas darba mērķis

Noskaidrot notekūdeņu attīrīšanas dūņu, koksnes pelnu un digestāta pamatmēslojuma ietekmi uz mikro- un makroelementu plūsmām īsirtmeta apšu hibrīdu (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) kokaugu stādījumā lauksaimniecības zemē.

Darba uzdevumi

- Parauglaukumu izveidošana, regulāra un sistemātiska vides paraugu (augšņu, augšņu ūdens, atmosfēras nokrišņu, augu un sēņu biomateriāla) ņemšana apšu hibrīdu kokaugu stādījumā lauksaimniecības zemē laika posmā no 2011. gada līdz 2015. gadam.
- Augšņu un augšņu ūdens fizikālo un ķīmisko īpašību raksturojums, augšņu un augšņu ūdens kvalitāti raksturojošo parametru izmaiņu novērtējums pēc pamatmēslojuma ienešanas un apšu hibrīda stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemē.
- Pamatmēslojuma ietekmes uz augu un sēņu biomateriālu (apšu hibrīdu lapu, zaru, stumbra gadskārtu un nobiru, parasto apšubeku (*Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray) augļķermeņu) ķīmisko sastāvu izvērtējums.
- No augšņu izskalošanās barības elementu apjoma novērtēšana, izmantojot virsējo gruntsūdeņu noteces datus, kuri aprēķināti, izmantojot Latvijas Lauksaimniecības universitātē izstrādāto konceptuālo modeli METQ2012.

Zinātniskā novitāte

Līdz šim hemiboreālajā reģionā nav veikta detāla mikro- un makroelementu plūsmu analīze ātraudzīgo apšu hibrīdu (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) kokaugu stādījumā lauksaimniecības zemē pēc pamatmēslojuma ieneses. Attīstoties modernām analīzes metodēm, tādām, kā, piemēram, lāzera albāncijas induktīvi saistītās plazmas maspektrometrijai (LA-ICP-MS) un izotopu attiecības maspektrometrijai (IRMS), ir iespēja novērtēt makro- un mikroelementu stabilo izotopu relatīvo daudzumu, kā arī stabilo vieglo izotopu attiecību vides paraugos, kas atspoguļo attiecīgās ekosistēmas vides kvalitāti kopumā, kā arī kokaugu stādījuma apsaimniekošanas veida ietekmi uz vidi. Pētījuma ietvaros izvērtēta pamatmēslojuma ietekme uz stabilo oglekļa ($\delta^{13}\text{C}$) un slāpekļa ($\delta^{15}\text{N}$) izotopu attiecību bioindikatoros, kā arī veikti izotopu relatīvā daudzuma mērījumi apšu hibrīdu stumbra gadskārtās, izmantojot LA-ICP-MS, kas potenciāli ir viena no piemērotākajām metodēm dendroķīmijas skrīninga pētījumiem.

Darba praktiskā izmantošana

Eiropas mēroga ziņojumos un publikācijās tiek uzsvērts zinātniski pamatotu un praktiski pielietojamu datu trūkums un zināšanu robi par ātraudzīgo kokaugu stādījumu ietekmi uz ekosistēmu pakalpojumiem. Latvijas Vides politikas pamatnostādnēs 2014.–2020. gadam kā viena no aktuālākajām problēmām augsnes aizsardzības jomā ir minēts sistematizētas informācijas trūkums par augšņu kvalitāti, uzsverot informācijas trūkumu par enerģētisko kultūru ietekmi uz augsni. Mikro- un makroelementu plūsmu dokumentācija un zināšanas par barības elementu satura izmaiņām augsnē un augsnes ūdeņos ātraudzīgo apšu hibrīdu (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) kokaugu stādījumā lauksaimniecības zemē pēc pamatmēslojuma ieneses sniegs nozīmīgu ieguldījumu aprites bioekonomikas koncepta veicinošu pasākumu ietekmes uz vidi novērtēšanā un palīdzēs izvēlēties labākās kokaugu stādījumu lauksaimniecības zemē apsaimniekošanas alternatīvas. Turklāt pētījuma ietvaros iegūtie elementu plūsmu dati ļauj veikt konkrētā tipa agromežsaimniecisko sistēmu atsevišķu regulējošo ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanu hemiboreālajā reģionā, kam raksturīga intensīva barības elementu izskalošanās no augsnes.

PROMOCIJAS DARBA APROBĀCIJA

Promocijas darba rezultāti apspriesti un atspoguļoti 6 zinātniskās publikācijās, 1 starptautiskā zinātniskā kongresā, 6 starptautiskās zinātniskās konferencēs un 1 Latvijas mēroga konferencē.

Publikācijas

Par promocijas darba tēmu

1. **Bardule A.**, Busa L., Lazdina D., Viksna A., Tvrdonova M., Kanicky V., Vaculovic T. **2019**. Variation of major elements and toxic heavy metals occurrence in a fertilized juvenile hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) tree rings in marginal land. *IForest* (Scopus, CiteScore 2017 — 1,47, Q2). Publikācija apstiprināta.
2. Kļaviņš I., **Bārdule A.**, Libiete Z., Lazdiņa D., Lazdiņš A. **2019**. Impact of biomass harvesting on nitrogen concentration in the soil solution in hemiboreal woody ecosystems. *Silva Fennica* (Scopus, CiteScore 2017 — 1,77, Q1), 53(4), 10016. Publikācija apstiprināta.
3. **Bārdule A.**, Grīnfelde I., Lazdiņa D., Bārdulis A., Sarkanabols T. **2017**. Macro-nutrient leaching in a fertilized juvenile hybrid aspen (*Populus Tremmula* L. × *P. Tremuloides* Michx.) plantation cultivated in an agroforestry system in Latvia. *Hydrology Research* (Scopus, CiteScore 2017 — 1,57, Q2), 49(2), 407–420.
4. **Bardule A.**, Lupikis A., Butlers A., Lazdins A. **2017**. Organic carbon stock in different types of mineral soils in cropland and grassland in Latvia. *Zemdirbyste-Agriculture* (Scopus, CiteScore 2017 — 0,81, Q3), 104(1), 3–8.
5. **Bardule A.**, Lazdins A., Sarkanabols T., Lazdina D. **2016**. Fertilized short rotation plantations of hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) for energy wood or mitigation of GHG emissions. *Engineering for Rural Development* (Scopus, IPP 2015 0,275), 2016, 248–255.
6. **Bardule A.**, Rancane S., Gutmane I., Berzins P., Stesele V., Lazdina D., Bardulis A. **2013**. The effect of fertiliser type on hybrid aspen increment and seed yield of perennial grass cultivated in the agroforestry system, *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2013 — 0,20, Q4), 11(1), 13–24.

Saistītas ar promocijas darba tēmu

7. **Bārdule A.**, Laiviņš M., Lazdiņš A., Bārdulis A., Zadiņa M. **2017**. Changes in soil organic O layer composition after surface fire in the dry-mesic pine forest in Rucava (Latvia). *Baltic Forestry* (Scopus, CiteScore 2017 — 0,87, Q2), 23(2), 490–497.
8. Lupikis A., **Bardule A.**, Lazdins A., Stola J., Butlers A. **2017**. Carbon stock changes in drained arable organic soils in Latvia: results of a pilot study. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2017 — 0,94, Q2), 15(3), 788–798.
9. Libiete Z., **Bardule A.**, Murniece S., Lupikis A. **2017**. Impact of clearfelling on nitrogen content in soil-, ground-, and surface waters: Initial results from a study in Latvia. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2017 — 0,94, Q2), 15(3), 767–787.
10. Libiete Z., **Bardule A.**, Lupikis A. **2016**. Long-term effect of spruce bark ash fertilization on soil properties and tree biomass increment in a mixed Scots pine — Norway

- spruce stand on drained organic soil. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2016 — 0,93, Q2), 14(2), 495–512.
11. Kļaviņa D., Muižnieks I., Gaitnieks T., Nikolajeva V., Lazdiņa D., Lazdiņš A., **Bārdule A.**, Menkis A. **2016.** Fungal communities in roots of Scots pine and Norway spruce saplings grown for 10 years on peat soils fertilized with wood ash. *Baltic Forestry* (Scopus, CiteScore 2016 — 0,82, Q2), 22(1), 25–33.
 12. Daugaviete M., Lazdina D., Bambe B., **Bārdule A.**, Bardulis A., Daugavietis U. **2015.** Productivity of different tree species in plantations on agricultural soils and related environmental impacts. *Baltic Forestry* (Scopus, CiteScore 2015 — 0,47, Q3), 21(2), 349–358.
 13. Daugaviete, M., Korica, M.A., Silins, I., Barsevskis, A., Bardulis, A., **Bārdule, A.**, Spalvis, K., Daugavietis, M. **2015.** The use of mineral nutrients for biomass production by young birch stands and stands vitality in different forest growing conditions. *Journal of Environmental Science and Engineering B*, 4, 177–189.
 14. Bārdulis A., Lazdiņa D., Daugaviete M., **Bārdule A.**, Daugavietis U., Rozītis G. **2015.** Above ground and below ground biomass in grey alder *Alnus incana* (L.) Moench. young stand on agricultural land in central part of Latvia. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2015 — 1,12, Q2), 13(2), 277–286.
 15. Lazdiņa D., Bārdulis A., **Bārdule A.**, Lazdiņš A., Zeps M., Jansons Ā. **2014.** The first three-year development of ALASIA poplar clones AF2, AF6, AF7, AF8 in biomass short rotation coppice experimental cultures in Latvia. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2014 — 1,10, Q2), 12(2), 543–552.
 16. Grudulis K., **Bārdule A.**, Zālītis T., Lazdiņš A. **2013.** Characteristics of wood chips from logging residues and quality influencing factors. *Research for Rural Development*, 2, 49–54.
 17. **Bārdule A.**, Lazdiņš A., Bārdulis A., Lazdiņa D., Stola J. **2012.** Meža nobiru frakcijas un to ķīmiskais sastāvs priežu (*Pinus sylvestris* L.) audzē 2. līmeņa meža monitoriņģa parauglaukumā. *Proc. Latv. Univ. Agr.*, 27(322), 16–21.

Ziņojumi konferencēs, konferenču raksti

Par promocijas darba tēmu

1. **Bārdule A.**, Lazdina D., Makovskis K., Bardulis A. **2019.** Opportunities for agroforestry in Latvia (mutisks ziņojums). *4th International Scientific Conference “Conserving soils and water”*, 28.–31. augusts, 2019, Burgasa, Bulgārija. Īsa publikācija publicēta starptautiskā zinātniskā žurnālā *Mechanization in agriculture & Conserving of the resources*, 209.–212. lpp.
2. **Bārdule A.**, Lazdina D., Bardulis A. **2019.** Mitigation of macronutrient leaching by agroforestry system of hybrid aspen and perennial grasses (mutisks ziņojums). *4th World Congress on Agroforestry*, 20.–22. maijs, 2019, Montpellier, Francija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 197. lpp.
3. **Bārdule A.**, Lazdina D., Busa L., Viksna A. **2018.** Variation of macro- and microelement occurrence in a fertilized juvenile hybrid aspen (*Populus tremula* L. × *P. Tremuloides* Michx.) tree rings (stenda ziņojums). *International conference and stakeholder dialogue “Governing sustainability of bioenergy, biomaterial and bio-product supply chains from forest and agricultural landscapes”*, 17.–19. aprīlis, 2018, Kopenhāģena, Dānija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 46 lpp.

4. **Bārdule A.**, Busa L., Viksna A., Lazdina D. **2016**. Impact of fertilizers on stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotope ratios in hybrid aspen foliar (stenda ziņojums). *21. International scientific conference "EcoBalt 2016"*, 9.–12. oktobris, 2016, Tartu, Igaunija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 96. lpp.
5. Grinfelde I., **Bārdule A.**, Lazdina D., Sarkanabols T., Bardulis A. **2016**. Base nutrient leaching in the fertilized hybrid aspen (*Populus tremuloides* × *Populus tremula*) plantation cultivated in agroforestry system in Latvia (mutisks ziņojums). *XXIX Nordic Hydrological Conference "The role of hydrology towards water resources sustainability"*, 8.–10. augusts, 2016, Kauņa, Lietuva. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 45. lpp.
6. **Bārdule A.**, Lazdiņa D., Grinfelde I., Sarkanābols T., Bārdulis A. **2016**. Pamatmēslojuma ietekme uz augšnes ūdens kvalitāti *Populus tremuloides* × *Populus tremula* kokaugu stādījumā minerālaugsnē (mutisks ziņojums). *Latvijas Universitātes 74. zinātniskā konference, sekcijas sēde "Klimats un ūdeņi"*, 2. februāris, 2016, Rīga, Latvija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 56. lpp.
7. **Bārdule A.**, Lazdina D., Bardulis A., Sarkanabols T., Grinfelde I., Viksna A. **2015**. Soil solution quality in the fertilized hybrid aspen plantation cultivated in the agroforestry system in Latvia (mutisks ziņojums). *CAR-ES Conference "Managing Forests to Promote Environmental Services"*, 3.–5. novembris, 2015, Kopenhāgena, Dānija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 19. lpp.
8. **Bārdule A.**, Lazdina D., Bardulis A., Lazdins A., Viksna A. **2012**. Utilization of wood ash, sewage sludge and digestate in a short rotation bioenergy plantation in Latvia (mutisks ziņojums). *17. International scientific conference "EcoBalt 2012"*, 18.–19. oktobris, 2012, Rīga, Latvija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 15. lpp.

Saistīti ar promocijas darba tēmu

9. Klavins I., **Bārdule A.**, Libiete Z. **2017**. Changes in macronutrient concentrations in soil solution following regeneration felling in pine and spruce stands: whole tree harvesting versus stem-only harvesting (stenda ziņojums). *The 8th International Scientific Conference "Rural Development 2017: Bioeconomy Challenges"*, 23.–24. novembris, 2017, Kauņa, Lietuva. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 182. lpp.
10. Kalvite Z., Libiete Z., **Bārdule A.** **2017**. Forest management and water quality in Latvia: identifying challenges and seeking solutions (stenda ziņojums). *The 8th International Scientific Conference "Rural Development 2017: Bioeconomy Challenges"*, 23.–24. novembris, 2017, Kauņa, Lietuva. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 195. lpp.
11. Libiete Z., **Bārdule A.**, Lukins M., Pušpure I. **2016**. Modelling the impact of forest management operations on forest ecosystem services in Latvian state forests (stenda ziņojums). *ScenNet International conference on Scenarios and models of biodiversity and ecosystem services in support of decision-making*, 24.–26. augusts, 2016, Monpeljē, Francijā. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 29. lpp.
12. Libiete Z., **Bārdule A.**, Mūrniece S. **2015**. Impact of clearfelling on nutrient concentrations in soil-, ground- and surface waters (stenda ziņojums). *8th International conference on biodiversity research*, 28.–30. aprīlis, 2015, Daugavpils, Latvija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 90. lpp.
13. **Bārdule A.**, Laivins M., Lazdins A., Bardulis A., Zadina M. **2015**. Changes in litter composition after surface fire in the dry-mesic pine forests in Rucava (Latvia)

- (mutisks ziņojums). *Conference "Adaptation and mitigation: Strategies for management of forest ecosystems"*, 23.–24. aprīlis, 2015, Rīga, Latvija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 30. lpp.
14. Lazdins A., **Bardule A.**, Butlers A. **2015**. Preliminary results of comparison of carbon stock in soil in grassland, cropland and forest land (stenda ziņojums). *Conference "Adaptation and mitigation: Strategies for management of forest ecosystems"*, 23.–24. aprīlis, 2015, Rīga, Latvija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 54.–56. lpp.
 15. Daugaviete M., Bardulis A., Daugavietis U., Lazdina D., **Bardule A.** **2015**. Potential of producing wood biomass in short-rotation grey alder (*Alnus incana* Moench) plantation on agricultural lands (mutisks ziņojums). *25th NJF Congress "Nordic view to sustainable rural development"*, 16.–18. jūnijs, 2015, Rīga, Latvija. Publikācija publicēta konferences rakstu krājumā, 394.–399. lpp.
 16. **Bardule A.**, Rozītis G., Butlers A., Lazdins A. **2015**. Evaluation of properties of soil solution during 2 years period after stump removal in fertile forest sites in Latvia (stenda ziņojums). *Conference "Adaptation and mitigation: Strategies for management of forest ecosystems"*, 23.–24. aprīlis, 2015, Rīga, Latvija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 61. lpp.
 17. **Bārdule A.**, Butlers A., Lazdiņš A. **2015**. Celmu izstrādes ietekmes uz gruntsūdeņu kvalitāti novērtējums divu gadu laikā (stenda ziņojums). *Latvijas Universitātes 73. zinātniskā konference, sekcija "Zemes un Vides zinātnes", starpnozaru apakšsekcija "Zemes un augsnes ilgtspējīga izmantošana"*, 4. februāris, 2015, Rīga, Latvija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 448.–450. lpp.
 18. Libiete Z., **Bārdule A.** **2014**. Effect of sedimentation ponds in improving water quality after ditch network renovation (mutisks ziņojums). *19. International scientific conference "EcoBalt 2014"*, 8.–10. oktobris, 2014, Rīga, Latvija. Tēzes publicētas konferences tēžu krājumā, 39. lpp.
 19. Lazdins A., Jansons A., **Bardule A.**, Bardulis A. **2012**. Impact of regeneration method on accumulation of carbon in litter in Scots pine (*Pinus Sylvestris*) stand (stenda ziņojums). *4th International Congress "Eurosoil 2012"*, 2.–6. jūlijs, 2012, Bari, Itālija. Tēzes publicētas kongresa tēžu krājumā, 1727. lpp.

Dalība zinātnisku projektu īstenošanā, kas saistīti ar promocijas darba izstrādi

1. Eiropas Reģionālās attīstības fonda projekts "Daudzfunkcionālu lapu koku un enerģētisko augu plantāciju ierīkošanas un apsaimniekošanas modeļu izstrāde" (projekta Nr.: 2010/0268/2DP/2.1.1.2.0/10/APIA/VIAA/118), īstenots no 01.03.2010. līdz 31.12.2013., projekta vadītāja: LVMI Silava vadošā pētniece *Dr. silv.* Dagnija Lazdiņa.
2. AS "Latvijas valsts meži" finansēts projekts "Mežsaimniecisko darbību ietekme uz siltumnīcefekta gāzu emisijām un CO₂ piesaisti", īstenots no 13.04.2011. līdz 30.06.2015., projekta vadītājs: LVMI Silava vadošais pētnieks *Dr. silv.* Andis Lazdiņš.
3. Eiropas Reģionālās attīstības fonda projekts "Koksnes pelnu apstrādes un izmantošanas meža mēslošanā tehniskā un metodiskā risinājuma izstrādāšana" (projekta Nr.: 2013/0065/2DP/2.1.1.1.0/13/APIA/VIAA/034), īstenots no 20.12.2013. līdz 31.08.2015., projekta vadītājs: LVMI Silava vadošais pētnieks *Dr. silv.* Andis Lazdiņš.

4. AS "Latvijas valsts meži" finansēts projekts "Mežsaimniecības ietekme uz meža un saistīto ekosistēmu pakalpojumiem", īstenots no 12.01.2016. līdz 02.12.2020., projekta vadītāja: LVMI Silava vadošā pētniece *Dr. silv. Zane Libiete*.
5. Interreg V-A Igaunijas-Latvijas programmas 2014.–2020. gadam (Est-Lat 20) finansēts projekts "Integrēta slāpekļa pārvaldības sistēma Rīgas licim (GURINIMAS)", īstenots no 01.04.2017. līdz 30.09.2019., LVMI Silava vadošā pētniece *Dr. silv. Dagnija Lazdiņa*.

Dalība vasaras skolās, kas saistīti ar promocijas darba izstrādi

1. COST akcijas FP0903 un ES0903 vasaras skola "Ekofizioloģisko mērījumu tehnika klimata pārmaiņu un piesārņojuma kontekstā", Monte Bondone, Trento, Itālija, 2011. gada 5.–9. septembris.
2. COST akcijas FP1305 BioLink vasaras skola "R lietošana augsnes procesu modelēšanai", Pokljuka, Slovēnija, 2015. gada 6.–10. jūlijs.

PATEICĪBA

Izsaku īpaši lielu un sirsnīgu pateicību darba zinātniskajiem vadītājiem — profesoram *Dr. chem.* Arturam Viksnam un vadošai pētniecei *Dr. silv.* Dagnijai Lazdiņai par neatsveramu atbalstu, konsultācijām, padomiem un uzmundrinājumiem darba izstrādes gaitā.

Esmu pateicīga Latvijas Valsts mežzinātnes institūta “Silava” vadošajiem pētniekiem *Dr. silv.* Andim Lazdiņam un *Dr. silv.* Zanei Lībieteī par iepazīstināšanu ar patiesi interesantajiem un aizraujošajiem dabas procesiem meža ekosistēmās, par palīdzību un atbalstu zinātnisko pētījumu tapšanas gaitā, par motivēšanu, iedvesmošanu un radītām iespējām papildināt esošās zināšanas. Liels paldies Meža atjaunošanas un ieaudzēšanas zinātniskā virziena un Meža vides laboratorijas kolēģiem par pirmās darba pieredzes iegūšanu zinātnes jomā, par kopīgu projektu īstenošanu, kā arī par praktiska un teorētiska atbalsta sniegšanu promocijas darba tapšanas laikā.

Ieguldījumu promocijas darba izstrādē sniegušas *Mg. chem.* Lauma Buša ar palīdzību stabilo oglekļa ($\delta^{13}\text{C}$) un slāpekļa ($\delta^{15}\text{N}$) izotopu attiecības analīžu veikšanā, *Dr. chem.* Vita Rudoviča ar palīdzību ūdens paraugu analīzē, izmantojot ICP-MS analīzes metodi, kā arī *Mg. sc. ing.* Inga Grīnfelde ar palīdzību virsējo gruntsūdeņu noteces aprēķināšanā pētījuma objektā.

Vissirsnīgākais paldies manai ģimenei un īpaši vīram Andim, dēliņam Ralfam, vecākiem, vecvecākiem un mātai Andai par neizsīkstošu atbalstu, sapratni un pacietību visu šo gadu garumā.

SAĪSINĀJUMU SARAKSTS

- AH** — Apšu hibrīds (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.)
- CF-EA-IRMS** — Nepārtrauktās plūsmas izotopu attiecības masspektrometrs tandēmā ar elementanalizatoru (*Continuous flow elemental analyser isotope ratio mass spectrometry*)
- DI-IRMS** — Duālās ieplūdes izotopu attiecības masspektrometrs (*Dual-intel isotope ratio mass spectrometry*)
- EP** — Ekosistēmu pakalpojumi (*Ecosystem services*)
- ES** — Eiropas savienība
- GC-IRMS** — Izotopu attiecības masspektrometrs tandēmā ar gāzu hromatogrāfu (*Gas chromatography isotope ratio mass spectrometry*)
- ICP-MS** — Induktīvi sasitītās plazmas masspektrometrija (*Inductively coupled plasma mass spectrometry*)
- IM** — Iekšējā miza (*Inner bark*)
- IRMS** — Izotopu attiecības masspektrometrija (*Isotope ratio mass spectrometry*)
- IRIS** — Izotopu attiecības infrasarkanā spektrometrija (*Isotope ratio infrared spectrometry*)
- LA-ICP-MS** — Lāzera ablācijas induktīvi sasitītās plazmas masspektrometrija (*Laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry*)
- LC-IRMS** — Izotopu attiecības masspektrometrs tandēmā ar šķidrumu hromatogrāfu (*Liquid chromatography isotope ratio mass spectrometry*)
- MC-ICP-MS** — Induktīvi saistītās plazmas masspektrometrs ar multikolektora detektoru (*Multiple collector inductively coupled plasma mass spectrometry*)
- MEA** — Tūkstošgades ekosistēmu novērtējums (*Millennium Ecosystem Assessment*)
- IAEA** — Starptautiskā Atomu enerģijas aģentūra (*International Atomic Energy Agency*)
- SEG** — Siltumnīcefekta gāzes (*Greenhouse gases*)
- VPDB** — Vīnes Pee Dee belemnīts (*Vienna-Pee-Dee Belemnite*)

1. LITERATŪRAS APSKATS

Literatūras apskatā raksturoti ekosistēmu pakalpojumi, ko sniedz kokaugu stādījumi lauksaimniecības zemēs, elementu plūsmas iscirtmeta kokaugu stādījumos, tajā skaitā agromežsaimniecības sistēmās, un izmantotās modernās analīzes metodes vides paraugu ķīmiskā un izotopiskā sastāva noteikšanai.

1.1. Agromežsaimniecisku sistēmu ekosistēmu pakalpojumi

Ekosistēmas definīcijas, ko formulējuši dažādi autori, var iedalīt trīs grupās: telpiskās, funkcionālās un telpiski funkcionālās. Viena no visaptverošākajām ir krievu zinātnieka N. Reimersa izstrādātā ekosistēmas definīcija, kas ietver gan funkcionālos, gan telpiskos ekosistēmas aspektus: ekosistēma ir informatīvā pašattīstības procesā esoša, termodinamiski atvērta biotiska ekoloģisko komponentu un abiotisko vielu un enerģijas avotu kopa, kuras vienību un funkcionālās saites noteiktā biosfēras iecirknī raksturīgā laikā un telpā nodrošina šī iecirkņa iekšienē notiekošo likumsakarīgo vielu, enerģijas un informācijas apmaiņas procesu pārsvars pār ārējo apmaiņu (tajā skaitā starp analogām kaimiņu kopām), tādējādi nodrošinot nenoteikti ilgu kopas veselumu, pašregulāciju un attīstību biotisko un biogēno komponentu ietekmē. N. Reimers šajā definījumā uzsvēris visus ekosistēmai būtiskos atribūtus. Atbilstoši tam, ekosistēma ir pašregulējoša, pašattīstības procesā esoša sistēma, kas ir termodinamiski atvērta Saules enerģijas vai ķīmiskās enerģijas nepārtrauktai pieplūdei, tā sastāv no biotiskajiem un abiotiskajiem komponentiem (pie pēdējiem pieskaita vielu un enerģiju), tā ir biosfēras telpā un laikā pastāvoša vienība, kurā notiek vielas, enerģijas un informācijas iekšējā un ārējā apmaiņa, turklāt iekšējiem apmaiņas procesiem ir pārsvars pār ārējo apmaiņu (Melecis, 2011).

Ekosistēmu sniegtie pakalpojumi ir būtiski cilvēku labklājībai, veselībai, iztikai un izdzīvošanai (Costanza *et al.*, 2014; Nikodemus *et al.*, 2018). Viena no sākotnējām definīcijām ekosistēmu pakalpojumus (EP) apraksta kā apstākļu un procesu kopumu, caur kuru dabiskās ekosistēmas un tās veidojošās sugas uztur un piepilda cilvēku dzīvi (Daily, 1997). Atbilstoši Costanza *et al.* (1997), EP ir ekosistēmu funkciju tieši vai netieši nodrošinātie ieguvumi cilvēku populācijai. Starptautiskā Apvienoto Nāciju Organizācijas (ANO) īstenotajā Tūkstošgades ekosistēmu novērtējumā (MEA) tika iesaistīti vairāk nekā 1360 pasaules vadošie zinātnieki un eksperti (Fisher *et al.*, 2009). Atbilstoši MEA, ekosistēmu pakalpojumi ir visi labumi, ko cilvēki gūst no ekosistēmām (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Pēdējā desmitgadē ekosistēmu pakalpojumu jēdziens ir papildināts, tajā ietverot ekosistēmas struktūru un funkciju ieguldījumus cilvēku labklājībā, un paplašinot izpratni ar cilvēku darbības ieguldījumu ekosistēmā (Burkhard *et al.*, 2012). Tātad ekosistēmu pakalpojumi noteikti ir vērtējami arī cilvēka pārveidotās un ietekmētās ekosistēmās (LVMI Silava, 2017).

Atbilstoši Tūkstošgades ekosistēmu novērtējuma rezultātiem ir secināts, ka pēdējā desmitgadē pasaules mērogā ekosistēmu pakalpojumu potenciāls ir būtiski samazinājies (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), un šis samazinājums var būt būtiski negatīvi ietekmēt nākamo paaudžu labklājību. Tādēļ ir nepieciešami EP novērtēšanas,

modelēšanas un kartēšanas pētījumi, lai novērtētu ar cilvēku labklājību saistītās EP izmaiņas (Costanza, 2008; Norgaard, 2010; Burkhard *et al.*, 2012; Müller & Burkhard, 2012; Ojea *et al.*, 2012; Willemen *et al.*, 2013; Burkhard *et al.*, 2014; LVMI Silava, 2017).

Valstis ar intensīvu lauksaimniecību kā risinājums ilgtspējīgas un videi draudzīgas lauksaimnieciskās saimniekošanas turpināšanai, dažādojot iegūstamos produktus un veidojot daudzkomponentu ekosistēmu, ir lauksaimnieciskā mežsaimniecība jeb mežsaimnieciskā lauksaimniecība. Angļu valodā lieto terminu *agroforestry*, ar to saprotot, ka vienā un tajā pašā zemes vienībā tiek iegūti gan lauksaimnieciskai ražošanai, gan mežsaimniecībai raksturīgi produkti (Lazdiņa *et al.*, 2015). Agromežsaimniecības sistēmas ir būtisks Eiropas lauku apvidus elements, kas nodrošina virkni EP (Fagerholm *et al.*, 2016; Torralba *et al.*, 2016). Nesenos pētījumos ir konstatēts, ka Eiropā agromežsaimniecība tiek praktizēta vismaz 10,6 milj. ha, kas ir 6,5% no lauksaimniecībā izmantojamās zemes (den Herder *et al.*, 2016). Bet, neskatoties uz to, zinātniskajā literatūrā par Eiropas agromežsaimniecisko sistēmu sniegtajiem EP kopumā ir apkopots salīdzinoši neliels skaits zinātnisku pētījumu rezultātu (Gobel, 2016). Agromežsaimniecības sistēmas, atkarībā no sākotnējā zemes izmantošanas veida, var palielināt virkni EP potenciālu (Jose, 2009; Daugaviete *et al.*, 2017):

- agromežsaimniecības sistēmās uzlabojas augsnes auglība, tiek veicināta organiskās vielas uzkrāšanās augsnē un augsnes bioloģiskās aktivitātes saglabāšanās, ko lielā mērā nosaka proporcionāla koku klātbūtne sistēmā;
- agromežsaimniecības sistēmās uzlabojas augsnes struktūra, uzkrājoties organiskajām vielām un norisinoties aktīvai koku sakņu darbībai;
- tiek uzlabota barības elementu aprīte;
- tiek ierobežota un kontrolēta lietus ūdeņu notecē un augsnes erozijas procesi, vienlaicīgi samazinot ūdens, augsnes, organisko un barības vielu zudumus;
- fitoremediācijas procesi nodrošina vides (augšnes, ūdens, gaisa) kvalitātes uzlabošanu;
- tiek nodrošināta oglekļa dioksīda piesaiste;
- palielinās bioloģiskā daudzveidība;
- ir lielāks estētiskais baudījums (tiek uzlabota un dažādota ainava).

Agromežsaimniecības sistēmu sniegto EP nodrošinājums tiek vērtēts plašā laika un telpas mērogā (1.1. tabula).

1.1. tabula

Agromežsaimniecības sistēmu dažādu ekosistēmu pakalpojumu nodrošinājuma telpiskais mērogs (pēc Jose, 2009)

Ekosistēmu pakalpojums	Ekosistēmu pakalpojumu nodrošinājuma telpiskais mērogs		
	Lokāls	Ainavas mērogā/ reģionāls	Globāls
Primārā ražošana			
Slimību kontrole			
Apputeksnēšana, sēkļu izplatīšana			
Augsnes stabilizācija, erozijas kontrole			
Ūdens kvalitāte			
Plūdu riska mazināšana			
Gaisa kvalitāte			
Oglekļa uzkrāšana			
Bioloģiskā daudzveidība			
Kultūras EP			

1.2. Elementu aprīte kokaugu stādījumu ekosistēmās

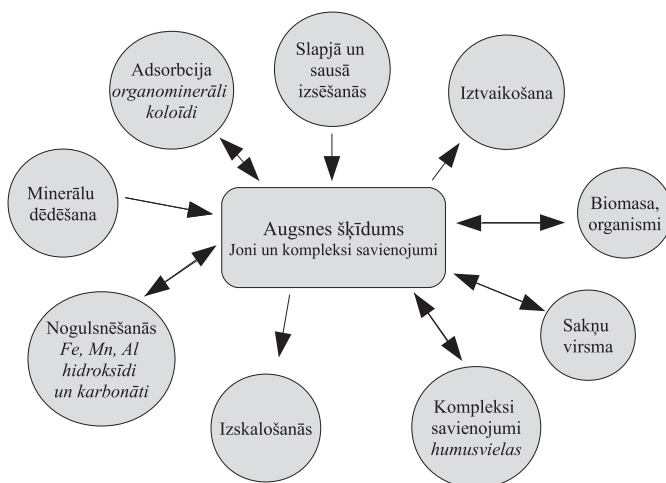
1.2.1. Mikroelementu aprīte

Par mikroelementiem tiek uzskatīti tie elementi, kas augu audos ir mazāk kā 0,1%, neatkarīgi no tā, vai šis daudzums ir augiem toksisks vai arī tā ir uzturvērtība (Madejon *et al.*, 2004). Dažādās ekosistēmās lielākā daļa mikroelementu atkarībā no to koncentrācijas var būt gan augiem un augsnes organismiem nepieciešamie mikroelementi, gan toksiski komponenti (Smidt *et al.*, 2012). Attiecībā uz smago metālu lomu bioloģiskās sistēmās, tie tiek klasificēti kā būtiskie un nebūtiskie. Būtiskie smagie metāli ir tie, kas vajadzīgi dzīvājiem organismiem nelielos daudzumos fizioloģisko un bioloģisko funkciju nodrošināšanai (piemēram, Fe, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni). Nebūtiskie smagie metāli ir tie, kas nav nepieciešami dzīvājiem organismiem fizioloģisko un bioķīmisko funkciju nodrošināšanai, piemēram, Cd, Pb un Hg. Ja smago metālu koncentrācija pārsniedz noteiktas robežvērtības, tie negatīvi ietekmē veselību, traucējot normālu organisma sistēmu darbību. Attiecībā uz toksiskumu, vislielākās problēmas rada Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Sn un Cr (Valujeva *et al.*, 2016). Līdz ar to mikroelementi un to aprīte ir nozīmīga vides pētījumu joma (Smidt *et al.*, 2012).

Ekosistēmas ir mikroelementu, tajā skaitā smago metālu, krātuves, jo mikroelementi tiek akumulēti gan veģetācijā, gan augsnē. Ekosistēmas veģetācija ir efektīvs atmosfēras piesārņojuma filtrs, bet mikroelementu ienese ar atmosfēras nosēdumiem, no birām un kokaugu stumbru noteci augsnē ietekmē tās kvalitāti. Savukārt nepārtraukta elementu uzņemšana ar kokaugiem nodrošina intensīvu elementu aprīti ekosistēmas ietvaros. Mikroelementu iesaiste biogēnā aprītē notiek caur atmosfēras sausajiem un slapjajiem nosēdumiem, bet iznese notiek galvenokārt biomasas izstrādes rezultātā, gruntsūdens noteces jeb izskalošanās rezultātā un nelielā apjomā arī iztvaikošanas rezultātā (piemēram, Hg, Ni un Pb karboksilāti un alkilāti). Augi mikroelementus uzņem aktīvi ar uzsūcošām saknēm un pasīvi caur lapām (Frausto da Silva & Williams, 2001; Smidt *et al.*, 2012).

Metālu pāreja no augsnes cietās fāzes šķīdumā var notikt vairāku procesu, starp kuriem ne vienmēr var novilkt krasas robežas, rezultātā: katjonu apmaiņa, specifiskā adsorbācija, nogulsnešanās, kompleksveidošanās u.c. (Rieuwerts *et al.*, 1998). Galvenie procesi, kas nosaka metālu plūsmas augsnē, ir atspoguļoti 1.1. attēlā.

Elementu aprītes cikla intensitāte ekosistēmas ietvaros ir atkarīga no attiecīgā elementa mobilitātes, ko nosaka tādi vidi raksturojoši parametri kā, piemēram, augsnes pH, temperatūra, organisko vielu saturs, augsnes mitruma saturs, reducēšanās-oksidēšanās potenciāls, augsnes granulometriskais sastāvs, mikroorganismu aktivitāte, Fe un Mn oksīdu klātbūtne, u.c. (Rieuwerts *et al.*, 1998). Ķīmisko vielu un elementu uzņemšana un pārnese augos ir atkarīga no auga īpašībām (piemēram, sakņu tips un fermentu veids), kā arī no vielu un savienojumu fizikālām un ķīmiskām īpašībām (piemēram, šķīdība ūdenī, tvaika spiediens, molekulārā masa u.c.). Elementu mobilitāte augos ir tieši atkarīga no to ķīmisko saišu veidošanas tipa, piemēram, kā joni, ligandi vai ķīmiskās saites ar organiskām molekulām kā citronskābi, skābeņskābi, aminoskābēm vai peptīdiem (Smidt *et al.*, 2012; Valujeva *et al.*, 2016). Daži no metāliskiem elementiem var tikt pārvietoti no vienas auga daļas uz citu ar ksilēmu un floēmu (Riederer, 1991). Zināmu elementu (piemēram, Ca, Sr, Pb, Po) mobilitāte ir ierobežota lielās fosfātu koncentrācijas floēmā dēļ, bet sārmu metāli, hlors un fosfors tiek intensīvi transportēti augos ar ksilēmu un floēmu (Riederer, 1991; Frausto da Silva & Williams, 2001).



1.1. att. Galvenie procesi, kas nosaka metālu sadalījumu starp cieto un šķīdro fāzi augsnē (Alloway, 1995; Rieuwerts *et al.*, 1998)

1.2. tabula

Karaļūdenī šķīstošo mikroelementu saturs augsnē (mg kg⁻¹) izvērtējums

Elements	Mikroelementu saturs augsnē novērtējums Centrāleiropā ¹					Izplatība augsnes virskārtā, mediāna (maksimālais konstatētais saturs) ²		Latvijas Republikas Ministru kabineta noteikumos Nr. 804 noteiktās robežvērtības ³	
	Ļoti zems	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts	Baltijas valstis	Eiropa	A ⁴	C ⁵
As	< 5	5–10	10–15	15–20	> 20	1,9 (24)	6,0 (27,3)	2–5,5	40
Cd	< 0,10	0,10–0,25	0,25–0,50	0,50–1,00	> 1,00	0,13 (1,1)	0,145 (14)	0,08–0,20	8,0–10,0
Cr	< 30	30–50	50–60	60–100	> 100	12 (126)	22,0 (234)	4–40	350
Co	< 7	7–12	12–20	20–50	> 50	4,1 (39)	7,0 (255)	–	–
Cu	< 15	15–25	25–50	50–100	> 100	7,8 (142)	12 (239)	4–19	150
Hg	< 0,15	0,15–0,25	0,25–0,50	0,50–1,00	> 1,0	–	0,037 (1,35)	0,25–0,80	10,0
Mo	< 0,3	0,3–0,6	0,6–2,0	2,0–5,0	> 5,0	< 3 (74)	0,62 (21,3)	–	–
Ni	< 20	20–30	30–40	40–60	> 60	8 (619)	14 (2,56)	3–28	200
Pb	< 10	10–20	20–50	50–100	> 100	8,4 (76)	15 (886)	13–23	300–500
Zn	< 60	60–90	90–150	150–300	> 300	33 (254)	48 (2,27)	16–70	700

¹ Blum *et al.*, 1997

² Alloway, 2013

³ Ministru kabinets, 2005

⁴ mērķlielums (A vērtība) — norāda maksimālo līmeni, kuru pārsniedzot, nevar nodrošināt ilgtspējīgu augsnes kvalitāti

⁵ kritiskais robežlielums (C vērtība) — norāda, ka, to sasniedzot vai pārsniedzot, augsnes funkcionālās īpašības ir nopietni traucētas vai piesārņojums tieši apdraud cilvēku veselību vai vidi

1.2. tabulā ir apkopots karaļūdenī šķīstošo mikroelementu saturs augsnē izvērtējums, izplatība Baltijas valstu un Eiropas augsņu virskārtā, kā arī Latvijas Republikas Ministru kabineta 2005. gada 25. oktobra noteikumos Nr. 804 "Noteikumi par augsnes

un grunts kvalitātes normatīviem” noteiktās robežvērtības augsnes kvalitātei. Smago metālu mērķlielumus un robežlielumus pazemes un virszemes ūdeņos Latvijā nosaka Ministru kabineta 2002. gada 12. marta noteikumi Nr. 118 “Noteikumi par virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti” (1.3. tabula).

1.3. tabula

Virszemes un pazemes ūdeņu kvalitātes normatīvi (Ministru kabinets, 2002)

Elements	Virszemes ūdens dzeramā ūdens ieguvei		Pazemes ūdens dzeramā ūdens ieguvei	Pazemes ūdeņu stāvokļa novērtēšana un prasības pazemes ūdeņu attīrīšanai	
	Mērķlielums	Robežlielums	Robežlielums	Mērķlielums	Robežlielums
Cu, $\mu\text{g L}^{-1}$	1000	–	2,0	10	75
Pb, $\mu\text{g L}^{-1}$	–	50	10	10	75
Cd, $\mu\text{g L}^{-1}$	1,0	5,0	5,0	1,0	6
Hg, $\mu\text{g L}^{-1}$	0,5	1,0	1,0	0,05	0,3
Cr, $\mu\text{g L}^{-1}$	–	50	50	10	30
Co, $\mu\text{g L}^{-1}$	–	–	–	10	100
Ni, $\mu\text{g L}^{-1}$	–	20	20	10	75
As, $\mu\text{g L}^{-1}$	50	100	10	10	60
Mo, $\mu\text{g L}^{-1}$	–	–	–	10	300
Mn, $\mu\text{g L}^{-1}$	1000	–	50	–	–
Fe, $\mu\text{g L}^{-1}$	1000	–	200	–	–
Zn, $\mu\text{g L}^{-1}$	1000	5000	–	–	–

1.2.2. Fitoremediācija

Fitoremediācija ir augu un ar tiem saistīto mikroorganismu kompleksa izmantošana, lai mazinātu piesārņojuma koncentrāciju augsnē un ūdenī, kā arī toksiskās sekas vidē (Ashraf *et al.*, 2010; Valujeva *et al.*, 2016). Fitoremediācija ir salīdzinoši jauna tehnoloģija un tiek uzskatīta par rentablu, efektīvu, videi draudzīgu un uz saules enerģiju vērstu tehnoloģiju. Vides atveseļošanu augi veic (Valujeva *et al.*, 2016):

- izmainot augsnes fizikālās un ķīmiskās īpašības;
- no saknēm izdalot organisko savienojumu sastāvā ietilpstošo skābekli;
- augšējos augsnes slāņos palielinot porainību un uzlabojot augsnes aerāciju;
- mazinot ķīmisko vielu izplatību un piesārņojuma nokļūšanu gruntsūdeņos;
- veicot piesārņojošo vielu noārdīšanu, izmantojot mikroorganismu vielmaiņas procesus un augu fermentus.

Augus, kas aug piesārņotā vidē, var iedalīt trīs kategorijās: 1) augi, kas spēj ierobežot smago metālu uzņemšanu; 2) augi, kuros akumulējas toksiskas vielas un kuriem ir palielināts šūnu detoksikācijas mehānisms, īpaši virszemes daļā; 3) augi — indikatori, kuros elementu saturs atspoguļo toksisko elementu saturu augsnē aizsardzības mehānisma trūkuma dēļ (Hassinen *et al.*, 2009). Izšķir vairākas piesārņojuma samazināšanas metodes jeb fitoremediācijas veidus: fitoakumulācija jeb fitoekstrakcija, fitotransformācija, fitodegradācija, fitostabilizācija jeb fitoimobilizācija, fitoiztvaikošana un rizodegradācija (Valujeva *et al.*, 2016). Īpaša uzmanība tiek pievērsta smago metālu fitoremediācijai.

Fitoakumulācijas procesā augs uzņemtais piesārņojums uzkrājas gan augu sakņu sistēmā, gan augu virszemes daļās, tas netiek pārveidots. Par smago metālu fitoakumulāciju tiek uzskatīts process, kad piesārņojošo elementu uzkrāšanās augu audos pārsniedz 0,1% no augsnes masas (0,01% attiecībā uz Cd). Tādiem elementiem kā Fe un Mn, kas ir plašāk izplatīti, fitoakumulācijā tiek definēti, ja attiecīgā ķīmiskā elementa īpatsvars augu audos pārsniedz 1% no kopējās augsnes masas. (Salt *et al.*, 1995; McIntyre & Lewis, 1997; Sadowsky, 1999; Raskin & Ensley, 2000; Schwitzgubel, 2000; Valujeva *et al.*, 2016).

Fitoatsūknēšanas (rizofiltrēšanas, ūdens līdzsvara kontroles) procesu var izmantot, lai samazinātu vai novērstu piesārņojošo elementu izplatību augsnē vai ūdeņos. Fitoatsūknēšanas procesā augs veic ūdens, kurā ir izšķīdušas piesārņojošas vielas, filtrāciju caur sakņu sistēmu (Gatliff, 1994; Valujeva *et al.*, 2016).

Fitostabilizācijas procesā smagie metāli tiek imobilizēti rizosfērā sorbcijas un kompleksveidošanās rezultātā (Razzaq, 2017), līdz ar to piesārņojošās vielas un elementi tiek stabilizēti ilgtermiņā un izslēgti no aprites (Ashraf *et al.*, 2010; Dhir, 2013; Razzaq, 2017), samazinot piesārņojuma biopieejamību (Valujeva *et al.*, 2016). Šī procesa pamatā ir augu sakņu spēja mainīt augsnes vides nosacījumus, piemēram, pH un augsnes mitruma saturu (Valujeva *et al.*, 2016).

Fitotransformācija ir process, kurā piesārņojums (kompleksas organiskas vielas) augu vielmaiņas procesos tiek pārveidotas līdz mazāk kaitīgiem savienojumiem un uzkrāts augu audos (Morel *et al.*, 2006; Valujeva *et al.*, 2016). Fitodegradācijas procesā organisko piesārņojumu (piemēram, herbicīdus vai trihloretilēnu) var noārdīt ar augu izdalītajiem fermentiem (Razzaq, 2017).

Fitoiztvaikošana ir fitoremediācijas process, kurā augs un mikroorganismi piesārņojošās vielas un elementus uzņem no augsnes vai ūdens, pārvērš gaistošā formā un atbrīvo atmosfērā (Morel *et al.*, 2006; Valujeva *et al.*, 2016; Razzaq, 2017). Fitoiztvaikošana tiek izmantota, lai mazinātu piesārņojumu ar organiskām vielām un tādiem smagiem metāliem kā Se un Hg (Razzaq, 2017).

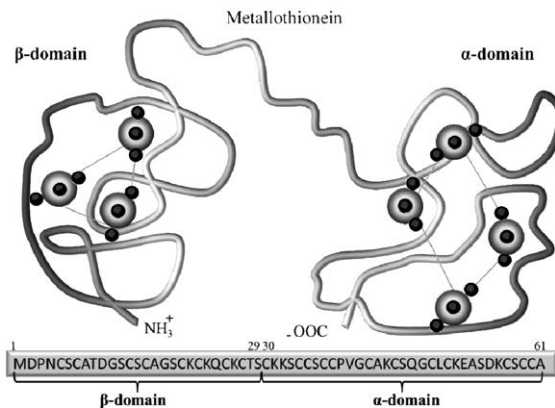
Rizodegradācija ir piesārņojošo vielu bioloģiska noārdīšana mikroorganismu (raugu, sēņu, baktēriju) darbības rezultātā vaskulāro augu rizosfērā, kas ir sakņu zona augsnē ar palielinātu mikroorganismu blīvumu un aktivitāti ap sakņu sistēmu (Raskin & Ensley, 2000; Valujeva *et al.*, 2016).

Smago metālu fitoremediācija. Fitoakumulācija un fitostabilizācija ir visplašāk izmantotie fitoremediācijas veidi, lai bioloģiski attīrītu ar smagiem metāliem piesārņotas augsnes, nogulsnes un ūdeņus (Cluis, 2004; Razzaq, 2017). Smago metālu fitoakumulācijas efektivitāti ietekmē tādi faktori, kā piemēram, smago metālu veids, koncentrācija, biopieejamība, kas ir kritiskais faktors, un vides (augšņu) īpašības (Ali *et al.*, 2013; Valujeva *et al.*, 2016). Fitoakumulācijai piemērotiem augiem piemīt šādas pazīmes un īpašības: strauja augšana; liela virszemes biomasa; plaša, sazarota sakņu sistēma; spēja uzņemt smagos metālus no augsnes un ūdens; spēja pārvietot smagos metālus no saknēm uz koku virszemes daļām, mazāka uzņēmība pret toksisko ietekmi; labas pielāgošanās spējas specifiskiem vides un klimatiskajiem apstākļiem; rezistence pret slimību izraisītājiem un kaitēkļiem; viegla audzēšana un ražas iegūšana (Valujeva *et al.*, 2016). Smagos metālus atkarībā no to biopieejamības iedala trijās grupās (Ali *et al.*, 2013): vieglas biopieejamības smagie metāli/nemetāli (Cd, Ni, Zn, As, Se, Cu); mērenas biopieejamības smagie metāli (Co, Mn, Fe); grūti biopieejami smagie metāli (Pb, Cr, U).

Smago metālu fitoakumulācijas process var būt gan dabisks, gan mērķtiecīgi veicināts, samazinot augsnes pH vai augsnei pievienojot ķīmiskas vielas (helātus), piemēram, EDTA, citronskābi, sēru vai amonija sulfātu ar mērķi palielināt smago metālu biopieejamību (Ali *et al.*, 2013; Valujeva *et al.*, 2016). Atbrīvojot redoks fermentus, atsevišķas augu sugas spēj pārveidot toksiskus metālus salīdzinoši mazāk toksiskos savienojumos (fitostabilizācija), līdz ar to tiek ierobežota piesārņotāja mobilitāte un izskalošanās riski. Piemēram, Cr(VI) var tikt reducēts par Cr(III), kas ir mazāk toksiska un mazāk mobila Cr forma augsnē (Razzaq, 2017).

Augu sugas, kurām raksturīga unikāla pielāgošanās spēja augšanai ar metāliem bagātās (piesārņotās) dzīvotnēs, sauc par metallofitiem. Metallofiti tiek iedalīti šādās grupās: metālu piesaistītāji (smagie metāli tiek piesaistīti sakņu sistēmai un ierobežota to izplatība), metālu indikatori (smagie metāli uzkrājas augu virszemes daļā, kas atspoguļo smago metālu koncentrāciju substrātā) un metālu hiperakumulatori (smagie metāli uzkrājas augu virszemes daļās līdz līmenim, kas būtiski pārsniedz citu augu smago metālu uzņemšanas spējas) (Madejon *et al.*, 2004; Ali *et al.*, 2013; Valujeva *et al.*, 2016).

Koku sugas, kas uzņem un akumulē metālus lapotnē, lai aizsargātu jutīgos organoīdus, sintezē molekulas, kurās ir saistīts metāls, piemēram, metalotionīns (*metallothioneins*, 1.2. attēls). Metalotionīns lokalizējas Goldži kompleksa membānā. Metalotionīns ir mazs, cisteīnu saturošs polipeptīds (proteīns), kas ar tā cisteīna atlikuma tiola grupu var saistīt gan fizioloģiskos metālus (piemēram, Zn, Cu, Se), gan ksenobiotiskos smagos metālus — vides piesārņotājus (piemēram, Cd, Hg, Ag, Ar) (Hassinen *et al.*, 2009).



1.2. att. Metalotionīna struktūras modelis (Ruttkey-Nedecky *et al.*, 2013)

Ar lieliem aplīšiem apzīmēti metāla atomi (piemēram, Zn),
ar maziem tumšiem aplīšiem apzīmēti sēra atomi.

Ātraudzīgus augus un augus ar lielu biomasas pieaugumu, blīvu sakņu sistēmu un augstu ūdens uzņemšanas kapacitāti, piemēram, apses, var izmantot gan fitoremediācijai, gan zaļās enerģijas ražošanai (Hassinen *et al.*, 2009; Valujeva *et al.*, 2016). Pēdējo divdesmit gadu laikā apšu hibrīdu stādījumi tiek plaši izmantoti fitoremediācijas mērķiem gan ar organiskām vielām, gan neorganiskām vielām (smagiem metāliem) piesārņotās augsnēs (Marmiroli *et al.*, 2013; Mukherjee, 2014). Vairākos pētījumos noskaidrots, ka apšu hibrīdiem ir liels Cd un Zn, kas augsnē ir diezgan mobili

elementi, fitoekstrakcijas potenciāls piesārņotās augsnēs, bet stipri piesārņotās vietās apšu ģints kokaugi lapotnē var akumulēt Cd un Zn līdz ļoti augstam līmeni (attiecīgi, 200 mg kg⁻¹ un 2400 mg kg⁻¹). Būtiskā smago metālu akumulācija apšu ģints kokaugos ir skaidrojama ar salīdzinoši lielo ūdens uzņemšanas potenciālu, salīdzinot ar citām koku sugām (Hassinen *et al.*, 2009). Turklāt apšu ģints kokaugi, tai skaitā apšu hibrīdi, var funkcionēt kā analītiskas sistēmas jeb rīki, jo metālu saturs kokaugu lapotnēs atspoguļo metālu koncentrāciju augsē (Madejon *et al.*, 2004; Hassinen *et al.*, 2009). Madejon *et al.* (2004) *Populus alba* pētījumā Spānijā konstatēja ciešu sakarību starp vairākiem mikroelementiem augsnēs un kokaugu audos (1.4. tabula).

1.4. tabula

Korelācijas koeficienti starp mikroelementu saturu *Populus alba* audos un to biopieejamību augsnes šķīdumā sakņu attīstības zonā (Madejon *et al.*, 2004)

Elements	Lapas		Stumbrs	
	Augsnes virskārta (0–25 cm)	Dziļākie augsnes slāņi (25–40 cm)	Augsnes virskārta (0–25 cm)	Dziļākie augsnes slāņi (25–40 cm)
As	0,33	0,47**	0,44**	0,57***
Cd	0,63***	0,84***	0,70***	0,78***
Cu	0,34*	0,38*	0,28	0,29
Fe	0,03	0,10	0,35*	0,09
Mn	0,42*	–0,08	0,41*	0,11
Ni	–0,21	–0,19	0,19	0,01
Pb	0,19	0,20	0,09	0,23
Zn	0,51**	0,68***	0,58***	0,56***

Būtiskuma līmenis: *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$

1.3. Modernās analīzes metodes vides paraugu sastāva noteikšanai

1.3.1. C un N stabilo izotopu attiecības mērījumi ekosistēmu raksturošanai

Izotopu attiecības masspektrometrija. Izotopu attiecības masspektrometrija (IRMS) ir viens no masspektrometrijas veidiem, kurā masspektrometrijas principi tiek lietoti analizējamā materiāla izotopisko sastāva noteikšanai. Elementu stabilo izotopu (²H/¹H, ¹³C/¹²C, ¹⁵N/¹⁴N, ¹⁸O/¹⁶O, ³⁴S/³²S) izplatība uz Zemes tika noteikta tās veidošanās laikā. Globāli elementu stabilo izotopu izplatība laika gaitā nav būtiski mainījusies, bet nelielas izmaiņas dažādu materiālu izotopiskajā sastāvā var veidoties bioloģisku, ķīmisku un fizikālu procesu, kā arī kinētisku un termodinamisku faktoru ietekmes rezultātā (Muccio & Jackson, 2009; Carter & Barwick, 2011).

IRMS var tikt lietota tādās zinātnes nozarēs kā arheoloģija un zemes zinātnes, medicīna, bioloģija, pārtikas autentiskums un izsekojamība, bet visplašāk IRMS metode tiek izmantota kriminālistikā (tiesu medicīnā un ekspertīzē), jo metode sniedz informāciju par materiālu ģeogrāfisko, ķīmisko un bioloģisko izcelsmi, ko ir grūti vai pat neiespējami noteikt ar citām metodēm (Muccio & Jackson, 2009).

Lai nodrošinātu stabilo izotopu attiecības mērījumu objektivitāti, kā arī lai novērstu noviržu un sistemātisko kļūdu rašanās varbūtību, stabilo izotopu attiecība vienmēr tiek mērīta attiecībā pret starptautiski noteiktu standartmateriālu, ko katrai izotopu attiecībai definējusi Starptautiskā Atomu enerģijas aģentūra (IAEA). Starptautiski pieņemtais primārais standartmateriāls ($R_{standarts}$) stabilo C izotopu attiecības mērījumiem ir *Vienna-Pee-Dee Belemnite1* (VPDB), stabilo S izotopu attiecībai — *Vienna Canyon Diablo Troilite* meteorīts (V-CDT), stabilo O un H izotopu attiecībai — *Vienna Standard Mean Ocean Water* (VSMOW), bet N izotopu attiecībai — atmosfēras slāpekļlis (*Air-N2*). Minētie standarti ir stabili materiāli, kam ir salīdzinoši liels smagā (mazāk izplatītā) izotopa īpatsvars (Muccio & Jackson, 2009; Carter & Barwick, 2011). Stabilo izotopu dabiskās izplatības variāciju attiecībā pret standartmateriālu pieņemts izteikt ar δ , atbilstoši 1.1. un 1.2. vienādojumiem:

$$\text{Attiecība } (R) = \frac{\text{smagā izotopa izplatība}}{\text{vieglā izotopa izplatība}} \quad (1.1.)$$

$$\delta = \left(\frac{R_{\text{paraugs}}}{R_{\text{standarts}}} - 1 \right), \text{ kur} \quad (1.2.)$$

R_{paraugs} — izotopu attiecība paraugā;

$R_{\text{standarts}}$ — izotopu attiecība standartā (Carter & Barwick, 2011).

Nereti analizējamā materiālā ir samazināts smagā izotopa īpatsvars salīdzinājumā ar standartmateriālu, līdz ar to δ vērtības var būt negatīvas. Pastāv varbūtība, ka atsevišķi primārie standarti var tikt vidē izsmelti, tādēļ dažkārt tiek izmantoti sekundārie standarti, kas ir dabiski vai mākslīgi veidoti materiāli, kuri ir kalibrēti attiecībā pret primāro standartmateriālu un ir starptautiski pieņemti IAEA (Muccio & Jackson, 2009; Carter & Barwick, 2011).

Ir izstrādātas vairākas IRMS instrumentu kombinācijas stabilo izotopu attiecības mērījumiem dažādos materiālos, piemēram:

- nepārtrauktās plūsmas izotopu attiecības masspektrometrs tandēmā ar elementānalizatoru (CF-EA-IRMS);
- duālās ieplūdes izotopu attiecības masspektrometrs (DI-IRMS);
- izotopu attiecības masspektrometrs tandēmā ar gāzu hromatogrāfu (GC-IRMS);
- izotopu attiecības masspektrometrs tandēmā ar šķidrums hromatogrāfu (LC-IRMS);
- induktīvi saistītās plazmas masspektrometrs ar multikolektora detektoru (MC-ICP-MS);
- izotopu attiecības infrasarkanā spektrometrija (IRIS).

Viena no plašāk izmantotām instrumentu kombinācijām C un N izotopu attiecības mērījumiem gan cietos, gan šķidrums (negaistošos) vides paraugos ir nepārtrauktās plūsmas izotopu attiecības masspektrometrs tandēmā ar elementānalizatoru.

¹ Standartmateriāls, kas sastāv no kalcija karbonāta, kas iegūts no krīta perioda belemnīt fosilijas no Pee Dee formācijas Dienvidkarolīnā (ASV).

Sākotnēji elementanalizatorā analizējamais paraugs tiek pārvērsts vienkāršās gāzēs — H_2 , CO_2 , N_2 un CO atkarībā no materiāla sastāva. Pēc tam, izmantojot masspektrometru, iepriekšminētajās gāzēs tiek mērīta interesējošo elementu izotopu attiecība. Piemēram, nosakot oglekļa izotopu attiecību, masspektrometrs monitorē CO_2 molekulas jonus ar masas lādiņa attiecību (m/z) 44, 45 un 46, kas atbilst ^{12}C , ^{13}C , ^{16}O , ^{17}O un ^{18}O izotopiem dažādās kombinācijās (Carter & Barwick, 2011; Artistova, 2015).

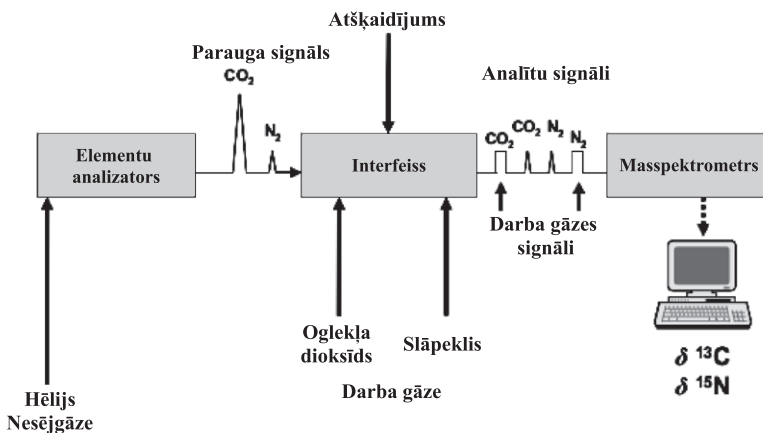
Nepārtrauktās plūsmas sistēmas elementanalizators sastāv no divpakāpju reaktoru sistēmas — sadegšanas reaktora un tam sekojoša redukcijas reaktora. Reaktoru sistēmai seko ūdens atdalīšanas ierīce un gāzu hromatogrāfa kolonna, kas atdala radušās gāzes (CO_2 un N_2). Degšanas process notiek kvarca reaktorā skābekļa atmosfērā, veidojoties CO_2 , NO_x un H_2O molekulām. Lai atdalītu radušos sēru un halogēnus, kvarca reaktors parasti satur Cr_2O_3 un Co_3O_4+Ag , lai gan dažādi varianti ir iespējami specifiskām vajadzībām. Sadegšanas reaktora temperatūra ir 900–1050 °C, bet, sadegot alvas kapsulai, temperatūra var paaugstināties līdz 1800 °C. Pārpalikušā skābekļa aizvadīšana un NO_x reducēšana līdz N_2 notiek 650 °C temperatūrā otrajā kvarca reaktorā (redukcijas reaktorā), savukārt ūdens tiek atdalīts kolonnā, kas pildīta ar $Mg(ClO_4)_2$. Procesa noslēgumā CO_2 un N_2 gāzes atdala, izmantojot izotermālu gāzu hromatogrāfijas kolonnu (Carter & Barwick, 2011; Artistova, 2015).

Lai elementanalizatora sistēmu savienotu ar masspektrometru, tiek izmantots interfeiss, kas limitē masspektrometrā ieejošās gāzes daudzumu, darba gāzei piešķir impulsveida dabu un atšķaida parauga gāzi ar papildus hēliju, ja tas ir nepieciešams. Līdz ar to ir iespējams vienlaicīgi veikt $^{15}N/^{14}N$ un $^{13}C/^{12}C$ izotopu attiecības mērījumus paraugā (Carter & Barwick, 2011; Artistova, 2015).

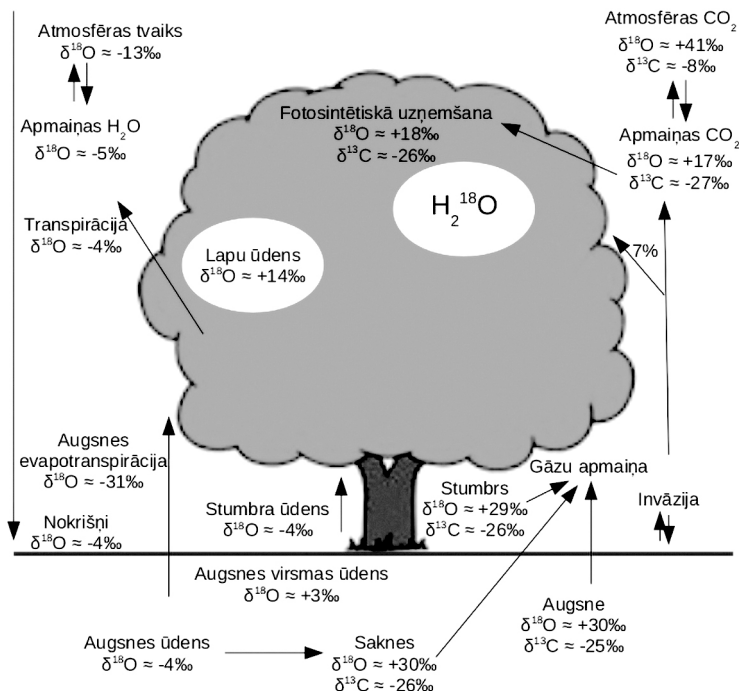
Masspektrometra jonu avotā sākotnēji notiek elektronu jonizācija — gāzu molekulas tiek jonizētas elektronu kūļa iedarbības rezultātā. Radušies joni, pametot jonu avotu, tiek fokusēti un paātrināti ar augstsprieguma palīdzību. Masspektrometrs ir sektorveida instruments, un joni pirms nonākšanas Faradeja kausu detektorā tiek transportēti caur magnētisko lauku, kura stiprums kombinācijā ar augstspriegumu nosaka jonu plūsmas trajektoriju un Faradeja kausu, uz kuru tiek novirzīta jonu plūsma. Jonu plūsmas fluktuācijas radītās potenciālās kļūdas var tikt novērstas vai būtiski mazinātas, izmantojot vairākus uztvērējus, kas arī ir metodes augstās precizitātes pamats (Carter & Barwick, 2011; Artistova, 2015).

Slāpekļa un oglekļa attiecību mērījumiem nepieciešami trīs uztvērēji, lai uztvertu m/z 28 ($^{14}N^{14}N$), 29 ($^{14}N^{15}N$), 30 ($^{15}N^{15}N$), 44 ($^{12}C^{32}O$), 45 ($^{12}C^{16}O^{17}O$ vai $^{13}C^{32}O$) un 46 ($^{12}C^{16}O^{18}O$, $^{13}C^{16}O^{17}O$ vai $^{12}C^{34}O$). Katrs Faradeja kauss ir pievienots savam strāvas pastiprinātājam, kura pastiprinājumu nosaka augstas precizitātes ommiskais rezistors. Signāli no Faradeja uztvērējiem katru sekundes desmitdaļu tiek uztverti, digitalizēti un saglabāti iekārtas atmiņā. Iegūtie m/z dati veido analītisko signālu, kuru piķu laukumi ir proporcionāli detektēto jonu daudzumam. Metodes principiālā shēma parādīta 1.3. attēlā (Carter & Barwick, 2011; Artistova, 2015).

C un N stabilo izotopu attiecības sauszemes ekosistēmās. Dzīvie augi patērē nokrišņu ūdeni un atmosfēras CO_2 , lai fotosintēzes ceļā veidotu jaunas organiskās vielas. Līdz ar to nokrišņu ūdens un atmosfēras CO_2 izotopiskais sastāvs ir atrodams arī attiecīgo augu audos, kaut arī pārveidots dabiskos frakcionēšanās procesos — augos ir mazāks ^{13}C saturs kā CO_2 , no kura augs fotosintēzes ceļā veidojas (1.4. att.) (Ghosh & Brand, 2003).



1.3. att. Elementu analizatora izotopu attiecības masspektrometra principiālā shēma (Carter & Barwick, 2011)



1.4. att. Oglekļa un skābekļa izotopiskais sastāvs sauszemes ekosistēmās (Ghosh & Brand, 2003)
 $\delta^{18}\text{O}$ vērtības ir dotas attiecībā pret VSMOW un $\delta^{13}\text{C}$ vērtības ir dotas attiecībā pret VPDB.

Lai arī visi augi kā C avotu izmanto atmosfēras un izšķīdušo CO_2 , dažādi faktori var ietekmēt ^{13}C saturu augos frakcionēšanās procesu rezultātā. Viens no šādiem frakcionēšanās faktoriem ir ģenētika. Viendīgļlapu augi (C_4 augi) kā, piemēram, cukurniedres, kukurūza, tropu stiebrzāles, tuksneša augi un jūras augi, asimilē CO_2 C_4 metabolisma

procesā (pēc Hetča un Sleka). Šajos augos $\delta^{13}\text{C}$ vērtība variē no -8 līdz -20% . Lielākā daļa divdiglāpu augi (C_3 augi) kā, piemēram, cukurbietes, vīnogas, ziedaugi, kvieši, rīsi, rudzi un kokvilna, asimilē CO_2 C_3 metabolisma procesā (Kalvina cikls). C_3 augos $\delta^{13}\text{C}$ vērtība variē no -22 līdz -35% . Līdz ar to produktos, kas iegūti no augiem, kuros metabolisms notiek pēc C_4 mehānisma, piemēram, cukuros un fermentēšanā iegūtā spirtā, ^{13}C koncentrācija ir augstāka nekā līdzīgos produktos, kas iegūti no augiem, kuros metabolisms notiek pēc C_3 mehānisma. CAM tipa augos kā, piemēram, ananāsos, kaktusus un orhidejās, CO_2 asimilē gan C_3 , gan C_4 metabolisma procesā atkarībā no saules gaismas. CAM tipa augos $\delta^{13}\text{C}$ vērtība variē no -10 līdz -34% (Muccio & Jackson, 2009).

Farkuārs (*Farquhar*) *et al.* (1982) ir pētījis $\delta^{13}\text{C}$ sastāvu lapu audos un atmosfēras CO_2 un starp tiem konstatējis konstantas frakcionēšanās likumsakarības. Līdz ar to tika uzskāta ^{13}C diskriminācijas modeļa izstrāde, kas saistīta ar CO_2 uzņemšanu C_3 fotosintēzes procesā. Modelis norāda, ka ^{13}C diskriminācija tiek ietekmēta ar CO_2 koncentrācijas attiecību lapās (C_i) un atmosfērā (C_a) atbilstoši 1.3. vienādojumam:

$$\delta^{13}C_{\text{augšs}} - \delta^{13}C_{\text{atmosfēra}} = e_d \left(\frac{C_a - C_i}{C_a} \right) + e_b \left(\frac{C_i}{C_a} \right), \text{ kur} \quad (1.3.)$$

e_d un e_b — atspoguļo izotopisko frakcionēšanos, kas saistīta ar CO_2 difūziju caur atvārsnītēm lapās ($-4,4\%$) un CO_2 bioķīmisko fiksāciju Ribisko² enzīmā (-30%);

$\delta^{13}C_{\text{atmosfēra}}$ — $\delta^{13}\text{C}$ vērtība atmosfēras CO_2 ($\sim -8\%$ attiecībā pret VPDB);

$\delta^{13}C_{\text{augšs}}$ — $\delta^{13}\text{C}$ vērtība fotosintēzes produktos (parasti no -22% līdz -22% attiecībā pret VPDB).

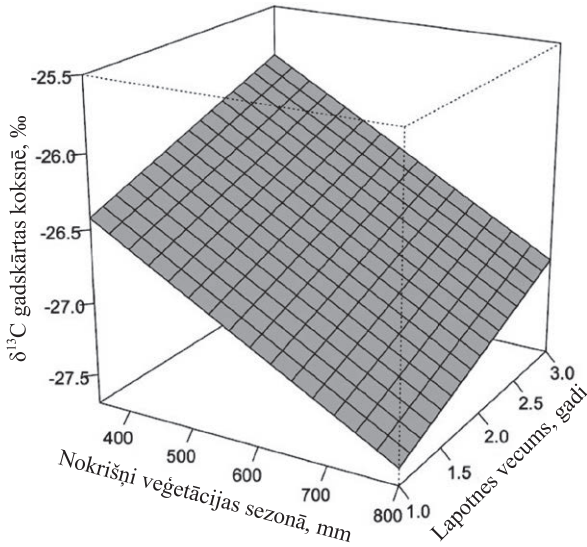
Augi regulē ūdens iztvaikošanu no lapām caur atvārsnītēm. Tās pašas poras tiek izmantotas, lai iegūtu CO_2 fotosintēzes procesiem. Ja atvārsnītes ir pilnībā atvērtas (nav ūdens stresa), $^{13}\text{CO}_2$ difūzā diskriminācija kļūst minimāla, kaut gan pilnīga enzimatiska diskriminācija, kad $C_i - C_a$ ($\delta^{13}C_{\text{augšs}} = -38\%$ pret VPDB), līdz šim nav konstatēta. Ūdens spiediena deficīta pieaugums pie konstantas lapu temperatūras galvenokārt saistīts ar atvārsnīšu vadītspējas samazinājumu, kā rezultātā samazinās C_i/C_a . Tā rezultātā ir sagaidāms $\delta^{13}C_{\text{augšs}}$ samazinājums. Diskriminācijas negatīvo ietekmi kompensē fakts, ka iekšējais CO_2 tiek izmantots daudz lielākā mērā, tādējādi efektīvi kompensējot pilnu Rubisko diskrimināciju. Augstas precizitātes $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ mērījumi koku gadskārtās ļauj spriest par ūdens spiediena deficītu auga augšanas laikā, kas ir atkarīgs no lokālā klimata (Ghosh & Brand, 2003).

Pētījumos Izraēlā konstatēta sakarība starp $\delta^{13}\text{C}$ *Tamarix jordanis* stumbra celulozē un relatīvo mitrumu, kā arī aprakstīta iespēja izmatot $\delta^{13}\text{C}$ mērījumus, lai analizētu atmosfēras CO_2 sastāvu (Yakir *et al.*, 1994). Arī Lipp *et al.* (1996) ir konstatējis ciešu korelāciju starp relatīvo mitrumu un $\delta^{13}\text{C}$ vērtībām stumbra daļas celulozē. Piemēram, platībās ar augstu mitrumu (67%) tika konstatētas ievērojami samazinātas $\delta^{13}\text{C}$ vērtības (-28%), bet platībās ar zemu mitrumu (35%) konstatēta relatīvi pozitīvāka vidējā $\delta^{13}\text{C}$ vērtība (-25%).

² Rubisko (ribulozes bifosfāta karboksilāze) — viena no pasaules visizplatītākajām olbaltumvielām; enzīms, kas hloroplastu stromā katalizē Kalvina cikla pirmo reakciju — CO_2 piesaistīšanu ribulozes bifosfātam.

Šifmans (*Schifman*) *et al.* (2012) pētījumos Ņujorkā ir konstatējis sakarības starp C izotopisko sastāvu krūmu kārkļu (*Salix spp.*) gadskārtās un ūdens statusu, biomasas pieaugumu un izdzīvošanu. Vidējā $\delta^{13}\text{C}$ vērtība kārkļa lielākā stumbri ir $-26,8 \pm 0,1\%$. 1.5. attēlā parādīta sakarība starp $\delta^{13}\text{C}$ vērtību koka (*Salix spp.*) gadskārtā, nokrišņu daudzumu un koka lapotnes vecumu, daudzfaktoru modeli raksturo 1.4. vienādojums:

$$\delta^{13}\text{C} = -25,80 - 0,0026 * \text{nokrišņi} + 0,28 * \text{stumbra vecums} \quad (1.4.)$$



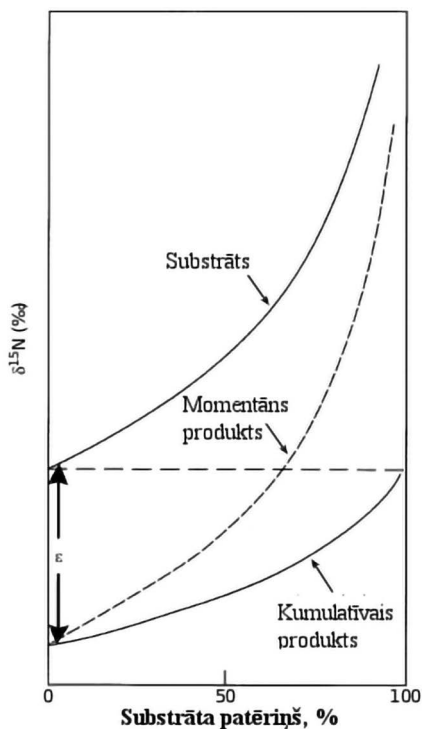
1.5. att. Daudzfaktoru modelis sakarības starp $\delta^{13}\text{C}$ vērtību koka gadskārtā, nokrišņu daudzumu un koka lapotnes vecumu raksturošanai (*Schifman et al., 2012*)

$\delta^{13}\text{C}$ variācija augos (gan kokaugos, gan uzturā lietojamajos augos) tiek regulēta fotosintēzes procesos, bet $\delta^{15}\text{N}$ variācija tiek ietekmēta ar lokālo lauksaimniecības praksi (piemēram, mēslošanas līdzekļu tipu, mēslojuma ķīmisko sastāvu, mēslošanas intensitāti) un vēsturisko barības elementu piesātinājumu (kultivēšanu, augiem pieejamo N saturu augsnē), augsnes tipu un lokāliem augsnes un klimatiskajiem apstākļiem (*Chung et al., 2016*).

Gessler et al. (2014) ir apkopojis informāciju par stabiliem izotopiem kokaugu gadskārtās un izveidojis kopsavilkumu, kurā aprakstīti procesi un vides faktori, kas ietekmē oglekļa stabilo izotopu frakcionēšanos un sastāvu organiskajās vielās dažādās kokaugu daļās.

Högberg (1997) un *Xu et al.* (2010), u.c. ir plaši aprakstījuši ^{15}N dabisko izplatību sistēmā augsne-augs. Divu stabilo N izotopu (^{15}N un ^{14}N) attiecība biosfērā variē atkarībā no izotopu frakcionēšanās fizikālu, ķīmisku un bioloģisku procesu rezultātā. Ir zināms, ka informācija par stabilo izotopu attiecības variāciju sniedz nozīmīgu un dažkārt pat unikālu informāciju par N plūsmām ekosistēmās, tai skaitā par augiem uzņemamā N avotu.

Slāpekļa izotopu efekts ir vērojams, ja reakciju norise ir nepilnīga, t.i., kad ne visi N atomi, kas ir substrāta sastāvā, reakcijas rezultātā pāriet produkta sastāvā (1.6. att.). Specifiskās sistēmās var būt vairākas krātuves vai nodalījumi, kur ir N saturošas molekulas vai joni ar ļoti dažādu ^{15}N saturu. N proporcija starp šīm krātuvēm var mainīties, tāpat kā individuālā $\delta^{15}\text{N}$ vērtība, bet kopumā sistēmas $\delta^{15}\text{N}$ vērtība paliek nemainīga, ja vien papildus N netiek pievadīts vai zaudēts, turklāt šajās plūsmās N nav izotopiski atšķirīgs raksturs kā vidēji sistēmā (Högberg, 1997).

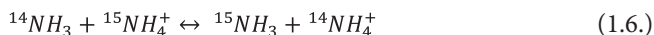


1.6. att. Komponentu $\delta^{15}\text{N}$ vērtības relatīvās izmaiņas reakcijas laikā slēgtā sistēmā

Variācija stabilo izotopu attiecībā ir līdzsvara un kinētiskā izotopu efekta rezultāts. Lai disociētu izotopiski smagākais N, ir nepieciešama lielāka aktivācijas enerģija nekā izotopiski vieglākā N disociācijai. Līdz ar to izotopiski vieglākie atomi vai joni līdzsvara stāvokli būs saistīti vājāk. Līdzsvara izotopiskais efekts $A \leftrightarrow B$ tipa reakcijās var tikt aprakstīts ar α (Högberg, 1997):

$$\alpha = \frac{\delta_A}{\delta_B} \quad (1.5.)$$

Kā piemēru var minēt līdzsvaru starp NH_3 un NH_4^+ ūdens šķīdumā (Högberg, 1997):



Šajā gadījumā NH_4^+ ir lielāks ^{15}N saturs kā NH_3 līdzsvara stāvoklī, t.i., $\alpha > 1$. Šī līdzsvara reakcija prezentē vienlaicīgi arī stipru izotopu frakcionēšanos, kas noris amonjaka iztvaikošanas rezultātā. Līdzsvara reakcijas, kas ietver izotopu frakcionēšanos, ir arī jonu apmaiņas reakcijas (Högberg, 1997).

Kinētiskā izotopu frakcionēšanās noris, jo smagākā molekula vai joni reaģē lēnāk nekā izotopiski vieglākie analogi (1.6. att.). 1.6. attēlā ir parādīta slēgtā reakcija, kad substrāta piedāvājums ir ierobežots. Kinētiskā izotopu frakcionēšanās nereti arī tiek aprakstīta ar α , kas atspoguļo attiecību starp ātrumiem k_L un k_H , ar kādiem reaģē vieglākais un smagākais izotops, attiecīgi (Högberg, 1997):

$$\alpha = \frac{k_L}{k_H} \quad (1.7.)$$

Neatgriezeniskās (vienvirziena) reakcijās, kad substrāts ir limitēts, α ir konstants. Frakcionēšanās faktori variē no $-0,98$ līdz $1,06$ (1.5. tabula). Ja reakcijas laikā substrāta daudzums ir limitēts, gan momentānā reakcijas produkta, gan kumulatīvā produkta izotopiskais sastāvs variē reakcijas laikā (1.6. att.). Līdz ar to reakcijas laikā ir grūti izolēt momentāno reakcijas produktu un noteikt tā $\delta^{15}\text{N}$ vērtību (Högberg, 1997).

1.5. tabula

Frakcionēšanās faktori (α) dažādos N aprites procesos (Högberg, 1997)

Process	Frakcionēšanās faktors
N mineralizēšanās (organiskais N \rightarrow NH_4^+)	$\approx 1,000$
$\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3$ šķīdumā	1,020–1,027*
NH_3 iztvaikošana	1,029
NH_4^+ , NH_3 , NO_3^- difūzija šķīdumā	$\approx 1,000$
Nitrifikācija	1,015–1,035
Denitrifikācija	1,000–1,033
N asimilācija	1,000–1,020†
N_2 fiksācija	1,998–1,002
Metaboliskie etapi augos	1,980–1,020

* Līdzsvara frakcionēšanās faktors, citi piemēri reprezentē kinētisko frakcionēšanos
 † Vērtība $< 1,002$ ir iespējams vairāk piemērota daudzām dabiskām situācijām

Nereti tiek apskatīta $\Delta\delta$ vērtība, kas bieži tiek apzīmēta vienkārši ar Δ vai ϵ , t.i. diskriminācija, kas ir starpība starp substrāta δ vērtību (δ_s) un produkta δ vērtību (δ_p) (Högberg, 1997):

$$\Delta_{s/p} = \frac{\delta - \delta_p}{\frac{\delta_p}{1 + \frac{1}{1000}}} \quad (1.8.)$$

Saucējs 1.8. vienādojumā galvenokārt ir ap 1, līdz ar to (Högberg, 1997):

$$\Delta_{s/p} = \delta_s - \delta_p \quad (1.9.)$$

Ērta frakcionēšanās faktora aproksimācija ir:

$$\alpha = \frac{\Delta}{1000} + 1 \quad (1.10.)$$

Izotopiskā frakcionēšanās var tikt aprakstīta ar bagātināšanās faktoru ϵ , kas raksturo produkta piesātinājumu attiecībā pret substrātu, kas ir izteikts ‰ un kam var būt pozitīva vai negatīva vērtība. Tas ir cits diskriminācijas (Δ) izteiksmes veids (Högberg, 1997):

$$\epsilon = (\alpha - 1) * 1000 \quad (1.11.)$$

Zinātniskajā literatūrā ir pieejami dažādi frakcionēšanās faktori, bet, izmantojot noklusētās vērtības, ir jāņem vērā, ka frakcionēšanās faktori ir atkarīgi no pētījuma vides, tajā skaitā saistītiem organismiem (piemēram, N_2 fiksējošas baktērijas), kas var variēt plašā diapazonā, abiotisku faktoru efekta vai abiotisku un biotisku faktoru mijiedarbības, kas ir grūti prognozējama, kā arī reakcijas tipa (divvirzienu, daudzvirzienu vai atgriezeniska reakcija), kas ierobežo vienkāršas matemātiskas pieejas lietošanu (Högberg, 1997).

Stabilo izotopu mērījumi ir efektīvs rīks ekofizioloģiskos un ekosistēmu (tajā skaitā elementu aprites) pētījumos (Hietz *et al.*, 2002; Chen *et al.*, 2016, Sun *et al.*, 2016). Piemēram, stabilā C izotopu pētījumi ir veikti, lai izprastu nobiru sadalīšanās mehānismus, augsnes organiskās matērijas veidošanos un apriti, augsnes organiskā oglekļa dinamiku un ūdens izmantošanas efektivitāti, bet ^{15}N dabiskās variācijas pētījumi ir veikti, lai, piemēram, raksturotu N apriti ainavas mērogā vai labāk izprastu N dinamiku, transformāciju, mineralizēšanos, apriti, fiksāciju, kā arī NO_3^- izskalošanos no augsnes (Busari *et al.*, 2016). Zeller *et al.* (2007) Francijā ir veicis $\delta^{13}C$ un $\delta^{15}N$ mērījumus dažādās kokaugu daļās (lapās, zaros un koksņē) un augsnē, lai noskaidrotu saprotrofu (organismi, kas pārtiek no nedzīvām organiskām vielām) un ektomikorizas sēņu funkcionālās daudzveidības nozīmi oglekļa un slāpekļa aprītē meža ekosistēmās (1.6. tabula).

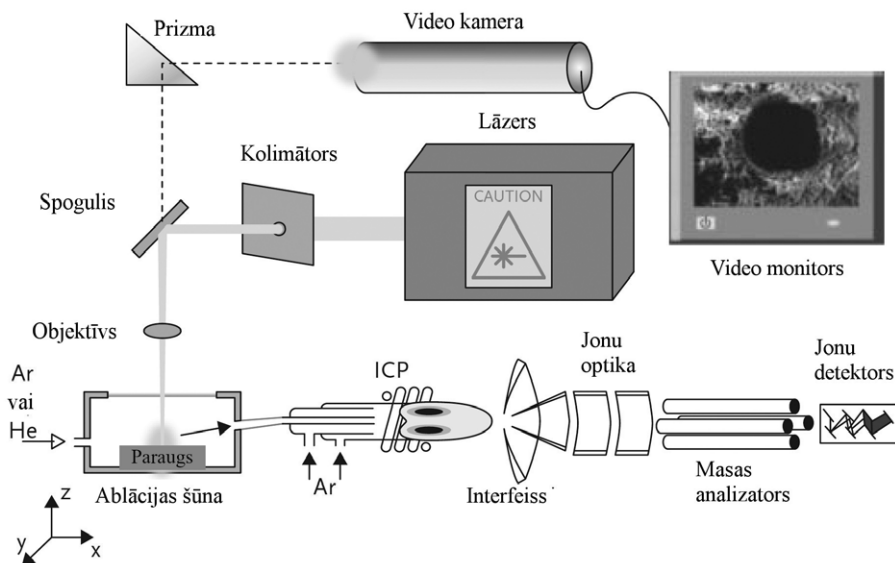
1.6. tabula

$\delta^{13}C$ un $\delta^{15}N$ vērtības dažādās kokaugu daļās (Francija)

Koku suga	Frakcija	$\delta^{13}C$, ‰	$\delta^{15}N$, ‰
<i>Fagus sylvatica</i> L.	lapas	-28,5	-4,2
	nelieli zari	-26,9 ± 0,1	-4,2 ± 0,4
	koksne	-28,1 ± 0,9	-3,5 ± 1,6
<i>Quercus sessiliflora</i> Smith	lapas	-28,6	-4,1
	nelieli zari	-28,8 ± 0,9	-4,8 ± 0,6
	koksne	-26,4 ± 0,1	-3,7 ± 0,5
<i>Quercus sessiliflora</i> Smith	lapas	-27,1	-2,4
	nelieli zari	-25,3 ± 0,8	-3,4 ± 0,3
	koksne	-24,9 ± 0,9	-3,9 ± 0,6

1.3.2. Lāzera ablācijas inductīvi saistītās plazmas masspektrometrijas metodes izmantošanas iespējas elementu satura raksturošanai koku gadskārtās

Lāzera ablācijas inductīvi saistītās plazmas masspektrometrija. Ablācijas jeb erozijas metožu pamatā ir ārējas enerģijas pievadīšana paraugam, kura rezultātā reprezentatīva parauga daļa tiek pārvērsta tvaika stāvoklī vai cietu aerosolu veidā un tālāk tiek ievadīta inductīvi saistītās plazmas (ICP) sistēmā atomizācijai un jonizācijai (Vikсна, 2011). Lāzera-materiāla mijiedarbība ir komplekss process, kas rezultējas (1) parauga iztvaikošanā vai ablācijā; (2) atomu, jonu, molekulu savienojumu izveidošanā (Russo *et al.*, 2002; Ghent University, 2017). Lāzera ablācija (LA) ir process, kura laikā enerģija (lāzera stars) tiek fokusēta uz parauga (parasti cietā materiāla, nereti arī šķidruma) virsmu, parauga materiāls tiek daļēji ietvaicēts no virsmas jeb tiek ģenerētas maza izmēra daļiņas (Vikсна, 2011). Lāzera ablācijas inductīvi saistītās plazmas masspektrometrijas (LA-ICP-MS) principiālā shēma ir parādīta 1.7. attēlā. Analizējams paraugs tiek novietots uz regulējamās platformas ablācijas šūnā. Ar konstantu ātrumu aerosola nesējgāze tiek pūsta cauri ablācijas šūnai un virzīta uz injekcijas sistēmu ICP plazmas deglī. Lāzera stars ir fokusēts cauri ablācijas šūnai, kura ir caurlaidīga dotajai lāzera enerģijai. Videokamera vai mikroskops tiek lietots lāzera stara telpiskai pozicionēšanai uz paraugu. Lāzera staru var fokusēt diametrā no $< 5 \mu\text{m}$ līdz $250 \mu\text{m}$. Mikroparaugu analīzei nepieciešams fokusēt lāzeru $\leq 10 \mu\text{m}$ lielā diametrā. No lāzera pievadītās impulsveida enerģijas rezultātā no parauga tiek atdalīts noteikts parauga daudzums atkarībā no lāzera enerģijas un laika. Lāzera iespīšanās dziļums paraugā ir $< 1 \mu\text{m}$. Ablācijas šūnai jābūt pēc iespējas mazākai, lai samazinātu parauga aerosola dūmu izkliedi šūnā. Mazs paraugu daudzums kombinācijā ar ātru paraugu transportu uz plazmu samazina aerosolu



1.7. att. Lāzera ablācijas inductīvi saistītās plazmas masspektrometrija principiālā shēma (Ghent University, 2017)

izgulsnēšanos uz parauga šūnas sienīņām. Kad aerosola mākonis sasniedz plazmu, tas tiek atomizēts, jonizēts un ievadīts ICP-MS interfeisā (Russo *et al.*, 2002; Viksna, 2011, Ghent University, 2017).

Aerosolam ieejot plazmā, joni sāk veidoties un noteiktā laikā sasniedz maksimumu, pēc tam, joniem plazmā izzūdot, signāla lielums samazinās līdz sasniedz fona lielumu. Signāla forma un parauga efektīva ablācija ir atkarīga no lietotā lāzera un tā viļņu garuma (Viksna, 2011). Populārākie lāzери, kas lietoti LA-ICP-MS metodē, ir Nd:YAG, eksimēru, rubīna, CO₂ un N₂ lāzери. Plaši tiek izmantotas cietvielas Nd:YAG sistēmas, jo tās ir salīdzinoši lētas, apkope un uzturēšana nav dārga, un tās ir viegli iekļaut mazās komerciālās ablācijas sistēmās. Eksimēru lāzeros izmanto kameras, kas pildītas ar halogēna gāzi, nevis cietvielu kristālus. Parauga ablācija ir atkarīga no lāzera viļņa garuma. Jo īsāks lāzera viļņa garums, jo lielāks ablācijas ātrums un zemāka frakcionēšanās. Nd:YAG lāzera gadījumā fundamentāls viļņa garums (1064 nm) ir iegūstams, ja lāzers darbojas tuvajā infrasarkanajā rajonā. Nd:YAG lāzera optiskā frekvences dubultošanās, trīskāršošanās, četrkāršošanās un pieckāršošanās (viļņa garums 532, 355, 266 un 213 nm) ir aprakstīta un izmantota lāzera ablācijas ķīmiskā analizē. Eksimēru lāzeros operētājgāze nosaka izstarotā viļņa garumu. Ja eksimēru lāzera sistēmā lieto XeCl, KrF, ArF vai F₂, ģenerētais viļņu garums var būt attiecīgi 308, 248, 193 vai 157 nm. Tātad īsāki viļņi nodrošina augstāku fotona enerģiju un līdz ar to efektīvāku ķīmisko saišu pārraušanu un jonizēšanu. Lāzera viļņiem ar garumu 266, 213 un 157 nm ekvivalenta fotona enerģija ir 4,66, 5,83 un 7,90 eV. Lāzera enerģijas absorbcija mērķa materiālos (paraugā) vai lāzera ierosinātā plazmā variē būtiski atkarībā no lāzera viļņu garuma (Russo *et al.*, 2002).

Ablācija ietver gan termālus, gan netermālus mehānismus atkarībā no viļņu garuma. Termālos procesos elektroni tieši absorbē lāzera gaismu, enerģija tiek pārvietota uz atomu režģi, un līdz ar to novēro mērķa materiāla kušanu un iztvaikošanu. Līdz ar to, ka dažādiem ķīmiskiem elementiem ir atšķirīgs iztvaikošanas latentais siltums, termālais mehānisms var izraisīt spēcīgu frakcionēšanos. Ja fotona enerģija ir lielāka par saites enerģiju starp diviem blakus esošiem atomiem cietvielā, elektromagnētiskais lāzera starojums var tieši pārraut atomrežģi, inducējot jonu un atomu iztvaikošanu bez termāla sildīšanas efekta (Russo *et al.*, 2002).

LA-ICP-MS metode lietojama visdažādākajiem paraugiem, sākot no strāvu vadītiem materiāliem līdz nevadītiem, ietverot metālus, ģeoloģiskus paraugus, bioloģiskus audus, grafitu, gaisa daļiņas u.c. paraugus (Russo *et al.*, 2002, Viksna, 2011). LA-ICP-MS tiek atzīta par vienu no labākām metodēm, lai analizētu relatīvo elementu un to izotopu saturu koku gadskārtās. Telpiskā parauga izšķiršana ir atkarīga no lāzera viļņa garuma un izmantotās optikas, ko lieto lāzera stara fokusēšanai uz parauga. LA-ICP-MS metodes telpiskā paraugu izšķirtspēja ir pietiekami laba, lai analizētu elementu variāciju vienas gadskārtas ietvars, kas reprezentē vienu veģētācijas periodu (Garbe-Schönberg *et al.*, 1997).

Metodes noteikšanas robeža tieši saistīta ar parauga daudzumu, kas tiek ievadīts plazmā. Jo lielāku krāteru rada analizējamā materiālā, jo labākas detektēšanas robežas var sasniegt (Viksna, 2011X). Jaunākās LA-ICP-MS instrumentu kombinācijas ļauj veikt elementu un izotopu analīzi ar jutību līdz miljonaī daļai (ppb) (Russo *et al.*, 2002; Ghent University, 2017).

Kvalitatīvas un puskvantitatīvas noteikšanas, izmantojot LA-ICP-MS tiek uzskatītas par rutīnas analizēm. Galvenā metodes problēma elementu kvantificēšanā ir

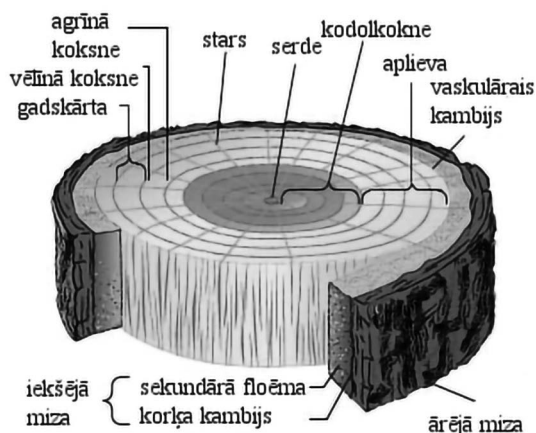
kalibrēšanas iespējas, jo cietie matricas standartmateriāli nereti ir grūti pieejami. Kā alternatīvu iesaka lietot sakausēšanas metodi — piekausēt nosakāmajam paraugam dažādus sāļus, piemēram, LiBO_4 vai Na_2CO_3 ar dažādu koncentrāciju. Uzlejot sakausējumu uz Al vai nerūsējošā tērauda virsmas, tas sacietē, veidojot stiklveida masu, kas lietojama LA-ICP-MS metodē. Izveidojot šādus materiālus, var izveidot kalibrēšanas taisnes vai izmantot kā standartpiedevu kvantificēšanai (Russo *et al.*, 2002, Viksna, 2011). Komerציāli sertificēti matricas references materiāli dendroķīmiskām jeb koku gadskārtu analīzēm nav pieejami. Tāpēc bieži tiek apskatīts elementu relatīvais saturs koku gadskārtās (Garbe-Schönberg *et al.*, 1997), bet dažādu dendroķīmisku pētījumu ietvaros kalibrēšanai ir izmantoti, piemēram, laboratorijā pagatavoti koksnes granulū standartmateriāli (Barrelet *et al.*, 2008), celulozes maisījums ar multielementu standartu, kas sapresēts granulās (Hoffmann *et al.*, 1994). Ideālā gadījumā kalibrēšanas mērķim ir jāizmanto tās pašas koku sugas matricas standarts kā analizējamā koku suga. Elementu saturs un variācija atsevišķas gadskārtas ietvaros var ievērojami variēt. Daudziem elementiem vienas gadskārtas ietvaros variācijas koeficients ir > 30%, tāpat pētījumos ir konstatētas būtiskas atšķirības starp elementu saturu agrīnajā un vēlinajā koksne. Šī mikrotelpiskā variācija būtiski ierobežo koksnes kā kalibrēšanas standarta izmantošanas iespējas (Watmough *et al.*, 1998).

Salīdzinot ar klasiskām paraugu šķīdināšanas metodēm, lāzera ablācijai ir daudzas priekšrocības. Lielākā daļa analītisko metožu ir saistītas ar cieta parauga pārvēršanu šķīdumā, šķīdinot skābēs. Izmantojot šādu metodi, ir lielāks bīstamu materiālu iedarbības risks, kā arī paraugu piesārņošanas un gaistošu savienojumu zudumu risks paraugu sagatavošanas laikā. Izmantojot LA, var tikt analizēti visa veida paraugi, nav paraugu izmēra nosacījumu, kā arī nav nepieciešama specifiska paraugu sagatavošana. LA metode tiek uzskatīta par mikrodestruktīvu. Veicot paraugu analīzi, izmantojot LA, nepieciešams mazāks parauga daudzums (mikrogramms) nekā paraugu šķīdinot (miligramms). Atkarībā no analītiskās mērinstrumentu sistēmas no parauga var tikt patērēts tikai pikograms vai pat femtograms. Turklāt lielais mērījumu skaits salīdzinoši mazā telpiskā vienībā un fokusēts lāzera stars ļauj veidot telpisku cieta parauga heterogenitātes raksturojumu (elementu un izotopu kartēšanas iespējas) (Russo *et al.*, 2002).

Lāzera ablācijas tehnikas izmantošanas iespējas spektroķīmisko analīžu veikšanai ir aprakstītas kopš 1964. gada (Runge *et al.*, 1964), kopš 1980. gada dažādi ablācijas šūnu dizaini ir attīstīti un testēti ICP-AES un ICP-MS sistēmās (Russo *et al.*, 2002). Pirmie mēģinājumi izmantot koka gadskārtas vēsturiskā piesārņojuma (galvenokārt svina) līmeņa raksturošanai tika veikti 1970. gadā (Ault *et al.*, 1970), bet zinātnisku pētījumu rezultāti par LA-ICP-MS metodes izmantošanas iespējām, analizējot kokaugu gadskārtas, un mēģinājumi risināt kvantificēšanas problēmas ir publicēti kopš 1994. gada (Hoffmann *et al.*, 1994, 1996, 1997; Garbe-Schönberg *et al.*, 1997; Watmough *et al.*, 1997, 1998).

Koka gadskārtas. Koka gadskārta ir koncentrisks pārkoksnējušos šūnu slānis, kas redzams koka stumbra vai zaru šķērsgriezumā. Gadskārtas veidojas katrā veģetācijas periodā, daloties kambija šūnām, kas atrodas starp koksni un mizu (1.8. att.). Gadskārtas sastāv no agrīnās (veidojas veģetācijas perioda sākumā) un vēlinās daļas (veidojas veģetācijas perioda beigās). Gadskārtas agrīnā daļa atrodas tuvāk stumbra centram, un to veido galvenokārt vadaudu šūnas; gadskārtu vēlinajā daļā šūnas sakārtotas blīvāk, tā ir mehāniski izturīgāka. Pētījumos ir noskaidrots, ka gadskārtas agrīnajā

daļā ir mazāks mikroelementu saturs nekā gadskārtu vēlinajā daļā. Gadskārtas platumu atkarīgs no koka sugas, vecuma, meža tipa un klimatiskajiem apstākļiem veģetācijas periodā. Gadskārtu skaits jebkurā stumbra griezumā norāda koka vecumu virs šā griezumā. Izpētot no veciem kokiem iegūtu koksnes paraugu, var iegūt informāciju ne tikai par klimatisko apstākļu izmaiņām ilgākā laikposmā, bet arī par vēsturisko ķīmisko elementu nodrošinājumu vai piesārņojumu konkrētā ekosistēmā (Garbe-Schönberg *et al.*, 1997; Skudra, 2003). Koka gadskārtas ir unikāls ilgtermiņa datu avots un bieži tiek izmantotas pētījumos, kuru mērķis ir noskaidrot un kvantificēt atmosfēras piesārņojuma ietekmi uz meža ekosistēmām (Ferretti *et al.*, 2002). Zinātniskajā literatūrā ir pieejama pretrunīga informācija par gadskārtu pētījumu izmantošanas iespējām vēsturiskā piesārņojuma raksturošanai. Piemēram, Garbe-Schönberg *et al.* (1997) ir secinājis, ka koku gadskārtu analīze nesniedz ticamu piesārņojuma vēstures atspoguļojumu konkrētā reģionā, bet kokaugu gadskārtu analīze veiksmīgi var tikt izmantota elementu uzņemšanas un aprites pētījumos atsevišķu koku līmenī.



1.8. att. Koksnes struktūra (attēls: Eva Varga)

Dendroķīmija. Dendroanalīze (dendroķīmija) ir retrospektīvs, hronoloģisks mikroelementu biomonitorings jeb analīze kokaugu gadskārtās (Hagemeyer, 2000); zinātnes joma, kas joprojām turpina attīstīties (Scharnweber *et al.*, 2016). Dendroķīmijas tehnika ir izmantota kopš 1970. gada, lai atspoguļotu augsnes un atmosfēras ķīmiskā sastāva vēsturiskās izmaiņas (Watmough, 1997). Dendroanalīze ir balstīta uz pieņēmumu, ka elementu koncentrācija koksnē atspoguļo elementu pieejamību vidē, kur koks ir audzis (Cocozza *et al.*, 2016). Dendroķīmijas pielietojums vides monitoringam aizsākās ar Pb saturs korelācijas mērījumiem starp tā saturu kokaugu gadskārtās un piesārņotu augsni intensīvas satiksmes teritorijās un industriālās platībās (Watmough, 1997). Dendroanalītiskie rezultāti ir atkarīgi no koksnes struktūras, nosakāmā elementa dabas un uzņemšanas veida. Elementu uzņemšana un mobilitāte kokaugos ir specifiska. Galvenais elementu uzņemšanas veids kokā ir ar saknēm no augsnes šķīduma. Elementu uzņemšanu ar saknēm ietekmē aplievas-kodolkokosnes līdzsvars, barības elementu daudzums vidē, salīdzinot ar piesārņojošo elementu daudzumu, jonu

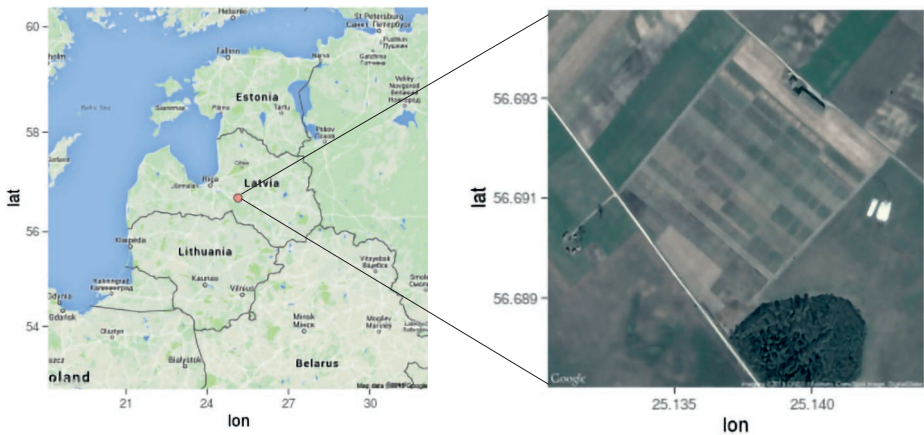
šķidība, augsnes tips un pH. Elementi kokaugos tiek uzņemti arī caur lapotni un mizu (Padilla & Anderson, 2002). Par galvenajām problēmām dendroķīmiskās laika rindas atspoguļošanā un interpretācijā tiek uzskatītas: potenciālās elementu biopieejamības izmaiņu nodalīšana no vides piesārņojuma efekta, radiālā un (vai) vertikālā metālu pārvietošanās koka stumbrā. Ksilēmā tiek izšķirta divu veidu elementu pārvietošanās vai transportēšana: apoplastiskā (pasīva atbilstoši koncentrācijas gradientam) un simplastiskā (aktīvi šūnas ietvaros, nereti pretēji koncentrācijas gradientam). Procesi, kas saistīti ar kodoloksnes veidošanos, īpaši ir zīmīgi ar aktīvu radiālo elementu pārnesi. Vietā, kur robežojas aplieva un kodoloksne, var būt krass elementu koncentrācijas gradients, kas var aizēnot iespējamus vides signālus. Elementu mobilitāte ir atkarīga no elementa dabas, jona šķīdības, lādiņa un jona rādiusa attiecības, saites veidošanās ksilēma matricā, šūnu sulas pH, aplievas un kodoloksnes līdzsvara. Līdz ar to viena un tā paša elementa mobilitāte stipri variē atkarībā no koka sugas un vietas apstākļiem. Ir noskaidrots, ka smagākie elementi apoplastiska transportēšanas veida rezultātā ir galvenokārt mazāk mobili kā vieglāki elementi (Scharnweber *et al.*, 2016). Piemēram, ksilēmā As, Na un Mg piemīt augstākā mobilitāte starp aktīvām gadskārtām, Sr, Ca, Zn, Cu un Cr piemīt vidēja mobilitāte, bet Pb, Ba, Al un Cd piemīt zemākā mobilitāte (Padilla & Anderson, 2002). Arī paraugu ņemšanas laiks ietekmē elementu koncentrāciju koksni, jo elementu koncentrācija ksilēmas sulā, kā arī kokaugu fizioloģiskā aktivitāte sezonāli mainās (Scharnweber *et al.*, 2016).

2. EKSPERIMENTĀLĀ DAĻA

2.1. Objekta raksturojums

2.1.1. Pētījuma objekta vispārējs raksturojums

Pētījuma objekts ierīkots lauksaimniecības zemē Latvijas centrālā daļā, Skrīveru novadā (56°41' N un 25°08' E) 2011. gada pavasarī (2.1. un 2.2. att.). 32 eksperimentālie apšu hibrīdu parauglaukumi, kas iedalīti 4 blokos, ir daļa no daudzfunkcionāla īscirtmeņa enerģētisko augu un lapu koku stādījuma ar kopējo platību 16 ha (2.3. att.).

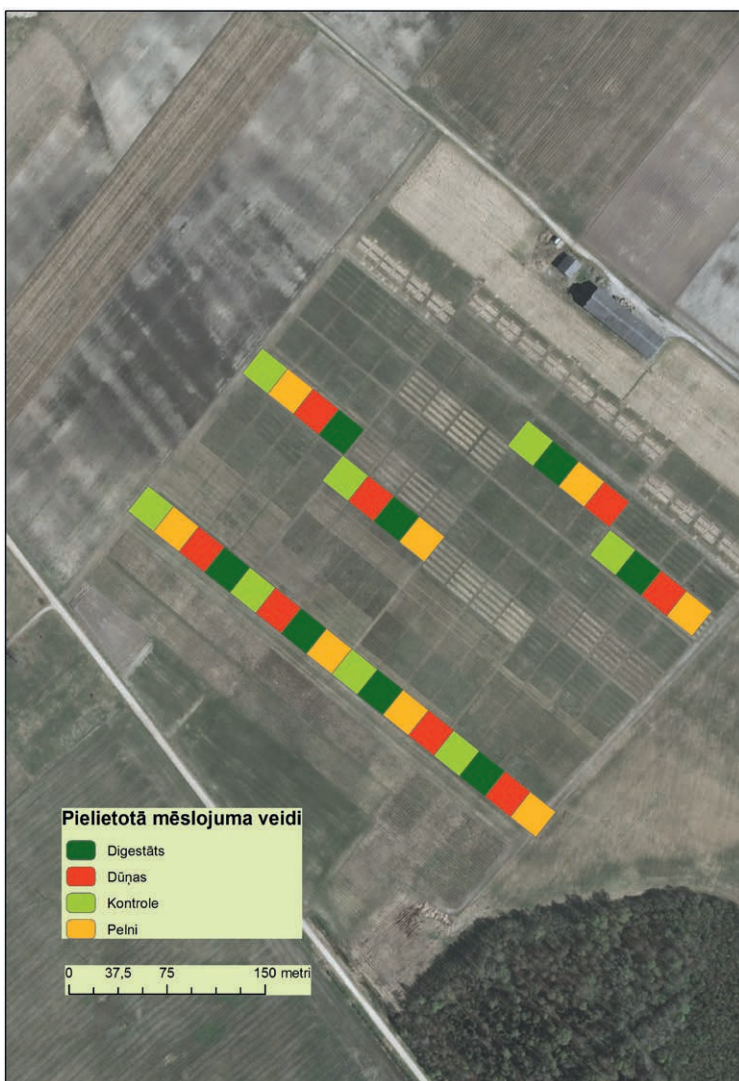


2.1. att. Pētījuma objekta atrašanās vieta



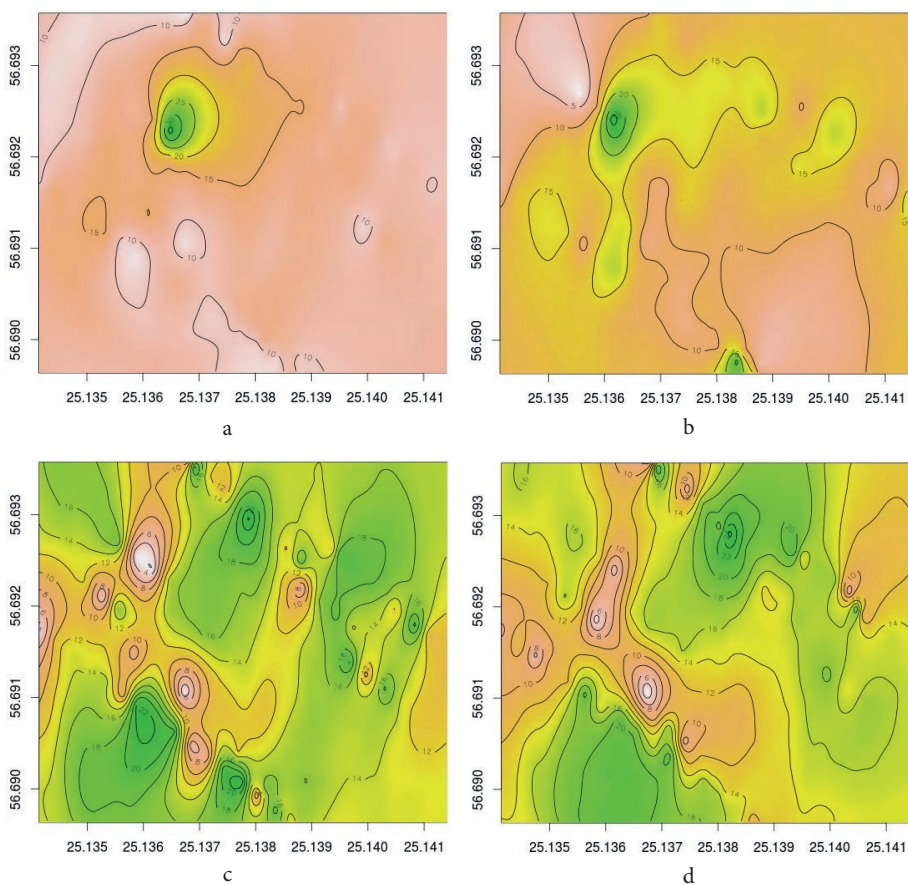
2.2. att. Pētījuma objekts

a — 2011. gada pavasaris; b — 2012. gada vasara; c — 2015. gada vasara



2.3. att. Apšu hibrīdu parauglaukumu izkārtojums pētījuma objektā

Pētījuma objektā gada vidējā gaisa temperatūra laika periodā no 2011. līdz 2015. gadam svārstījās robežās no 6,1 līdz 7,7 °C, vidējais nokrišņu daudzums — no 653 līdz 856 mm gadā. Pētījuma objektā konstatētie augšņu tipi atbilstoši Latvijas klasifikācijai ir Velēnpodzolētā virsēji glejotā augsne (atbilstoši 2006. gada Pasaules augšņu klasifikātoram — *Luvic Stagnic Phaeozem, Hypoalbic*) (Kārklīšs & Rancāne, 2012a) un Virsēji velēnglejotā augsne (atbilstoši 2006. gada Pasaules augšņu klasifikātoram — *Mollic Stagnosol, Ruptic, Calcaric, Endosiltic*) (Kārklīšs & Rancāne, 2012b), dominējošā augsnes granulometriskā sastāva grupa 0–20 cm dziļumā ir smilšmāls un smaga mālsmilts, 20–80 cm dziļumā — smaga mālsmilts (2.4. att.). 2012. gada rudenī pētījuma objekts tika iežogots. Pēdējo reizi augsne arta 2011. gadā.



2.4. att. Māla daļiņu īpatsvars (%) dažādos augšnes slāņos pētījuma objektā

Kopējais analizēto paraugu skaits augšnes granulometriskā sastāva raksturošanai pētījuma objektā — 272;

a — 0–20 cm; b — 20–40 cm; c — 40–60 cm; d — 60–80 cm

2.1.2. Apšu hibrīdu stādījuma dizains

Viengadīgi apšu hibrīdu (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) ietvarstādi (klons Nr. 4 un Nr. 28) tika stādīti gan agromežsaimniecības sistēmā (attālums starp kokiem — 2,5 × 5,0 m), gan kā kokaugu stādījums³ (attālums starp kokiem — 2,0 × 2,0 m). Katra parauglaukuma lielums — 30 × 24 m (720 m²). Stādmateriāla ražotājs — AS “Latvijas valsts meži” kokaudzētava “Kalsnava”, Latvija. Apšu hibrīdu

³ Atbilstoši grozījumiem Lauksaimniecības un lauku attīstības likumā (2014) kokaugu stādījumi ir ilggadīgi stādījumi (izņemot dekoratīvos kokaugus, augļu dārzus un stādaudzētavas), kuri īpašiem mērķiem un regulārā izvietojumā ierikoti lauksaimniecībā izmantojamā zemē un kuru maksimālais audzēšanas cikla ilgums ir līdz 15 gadiem, pēc kura kultūru atjauno vai turpina zemi izmantot citu lauksaimniecības kultūru audzēšanai.

ietvarstādi audzēti bagātinātā kūdras substrātā (kasetes HIKO V-310), pavairoti meristēmu kultūrās. Parauglaukumos, kas ierīkoti agromežsaimniecības sistēmā, starp apšu hibrīdu kokaugu joslām, kuru platums ir 5 m, 2,5 m platās joslās sētas divas tauriņziežu šķirnes (*Galega orientalis* Lam. “Gale” un *Lupinus polyphyllus* L. “Valfrid”) un divas ilggadīgo zālāju šķirnes (*Phalaris arundinacea* L. “Bamse” un *Festulolium pabulare* “Felina”) sēklu ieguvei.

2.1.3. Pamatmēslojuma veidi

Augsnes ielabošanai kā barības elementus un augsnes buferkapacitāti kompensējošs augsnes pamatmēslojums izmantotas notekūdeņu attīrīšanas dūņas un zaļās enerģijas ražošanas blakusprodukti — stabilizēti koksnes pelni un digestāts no metāna reaktora (2.1. tabula). Koksnes pelnu un notekūdeņu dūņu pamatmēslojums ienests 2011. gada pavasarī īsi pirms apšu hibrīdu stādu stādīšanas, bet digestāta pamatmēslojums — uzreiz pēc apšu hibrīdu stādu stādīšanas. Paralēli izveidoti kontroles parauglaukumi, kur pamatmēslojums netika ienests.

2.1. tabula

Pamatmēslojuma raksturojums

Pamatmēslojums	Izcelsme	Deva	Izkliedes veids	Ar mēslojumu ienestais barības elementu daudzums		
				N _{kop.} , kg ha ⁻¹	P _{kop.} , kg ha ⁻¹	K _{kop.} , kg ha ⁻¹
Stabilizēti koksnes pelni	Siguldas katlu māja	6 t sausna ha ⁻¹	mehāniska izkliede	2,6	65	190
Digestāts ⁴	Metāna reaktors Vecaucē	30 t ha ⁻¹	punktveida	69	1,2	99
Notekūdeņu attīrīšanas dūņas ⁵	SIA “Aizkraukles ūdens”	10 t sausna ha ⁻¹	mehāniska izkliede	259	163	22

2.1.4. Apšu hibrīdu stumbra biomasas pieaugums

Apšu hibrīdu stumbra biomasas pieaugumu raksturojošie parametri — stumbru augstums un krūšaugstuma caurmērs — kokaugu stādījumā un agromežsaimniecības sistēmā apkopot 2.2. un 2.3. tabulās.

⁴ Atbilstoši Latvijas Republikas Ministru kabineta noteikumiem Nr. 834 “Noteikumi par ūdens un augsnes aizsardzību no lauksaimnieciskās darbības izraisīta piesārņojuma ar nitrātiem”.

⁵ Pirmās klases notekūdeņu attīrīšanas dūņas atbilstoši Latvijas Republikas Ministru Kabineta noteikumiem Nr. 362 “Noteikumi par notekūdeņu dūņu un to komposta izmantošanu, monitoringu un kontroli”.

**Apšu hibrīdu stumbru augstums (H, cm) un krūšaugstuma caurmērs (D₁₃₀, mm)
kokaugu stādījumā (attālums starp kokiem — 2,0 × 2,0 m) 2015. gadā**

Pamatmēslojuma veids	H, cm		D ₁₃₀ , mm	
	klons Nr. 4	klons Nr. 28	klons Nr. 4	klons Nr. 28
Kontrole	578 ± 13	372 ± 11	42,5 ± 1,5	20,5 ± 0,9
Digestāts	644 ± 12	450 ± 10	50,2 ± 1,4	27,7 ± 0,9
Dūņas	578 ± 15	372 ± 10	42,5 ± 1,7	20,5 ± 0,9
Pelni	551 ± 13	390 ± 10	39,3 ± 1,4	21,8 ± 0,9

**Apšu hibrīdu stumbru augstums (H, cm) un krūšaugstuma caurmērs (D₁₃₀, mm)
agromežsaimniecības sistēmā (attālums starp kokiem — 2,5 × 5,0 m) 2015. gadā**

Pamatmēslojuma veids	Zālauga veids pasējā	H, cm		D ₁₃₀ , mm	
		klons Nr. 4	klons Nr. 28	klons Nr. 4	klons Nr. 28
Kontrole	bez pasējas	387 ± 26	250 ± 24	27 ± 3	11 ± 1
	<i>Festulolium pabulare</i> "Felina"	361 ± 25	256 ± 13	24 ± 3	12 ± 1
	<i>Galega orientalis</i> Lam. "Gale"	493 ± 32	320 ± 29	40 ± 4	19 ± 3
	<i>Phalaris arundinacea</i> L. "Bamse"	374 ± 21	267 ± 12	25 ± 2	15 ± 1
Digestāts	bez pasējas	517 ± 23	300 ± 14	42 ± 3	16 ± 1
	<i>Festulolium pabulare</i> "Felina"	501 ± 18	334 ± 27	39 ± 2	21 ± 3
	<i>Galega orientalis</i> Lam. "Gale"	615 ± 38	397 ± 29	60 ± 6	28 ± 3
	<i>Phalaris arundinacea</i> L. "Bamse"	660 ± 26	279 ± 16	63 ± 3	16 ± 2
Dūņas	bez pasējas	509 ± 22	247 ± 17	40 ± 3	13 ± 1
	<i>Festulolium pabulare</i> "Felina"	525 ± 30	336 ± 25	41 ± 3	22 ± 3
	<i>Galega orientalis</i> Lam. "Gale"	524 ± 30	306 ± 29	40 ± 3	19 ± 3
	<i>Phalaris arundinacea</i> L. "Bamse"	661 ± 25	365 ± 27	63 ± 3	23 ± 3
Pelni	bez pasējas	406 ± 22	275 ± 19	29 ± 3	15 ± 2
	<i>Festulolium pabulare</i> "Felina"	412 ± 26	274 ± 15	29 ± 3	14 ± 2
	<i>Galega orientalis</i> Lam. "Gale"	526 ± 26	287 ± 17	42 ± 3	15 ± 1
	<i>Phalaris arundinacea</i> L. "Bamse"	591 ± 24	321 ± 20	50 ± 3	19 ± 2

2.2. Paraugu ņemšana un sagatavošana fizikāli ķīmiskajām analīzēm

2.2.1. Augsnes paraugu ņemšana un sagatavošana

Augsnes paraugi fizikāli ķīmiskajām analīzēm ņemti 32 apšu hibrīdu kokaugu parauglaukumos (16 parauglaukumi agromežsaimniecības sistēmā, 16 parauglaukumi tradicionālā kokaugu stādījumā) no noteiktiem augsnes dziļumiem (0–20, 20–40, 40–60 un 60–80 cm dziļumā) 2011. gada jūlijā (pēc pamatmēslojuma ienešanas), 2013. gada augustā un 2015. gada oktobrī augsnes fizikāli ķīmisko īpašību izmaiņu konstatēšanai.

Augsnes paraugi katrā parauglaukumā ņemti divās paralēlās sērijās: 1) ar zondi trijos atkārtojumos no noteiktiem dziļumiem ķīmiskajām analizēm; 2) ar zondi, kuras cilindra tilpums ir 100 cm³, trijos atkārtojumos no noteiktiem dziļumiem (no augsnes slāņa vidusdaļas) blīvuma un augsnes granulometriskā sastāva noteikšanai.

2012. gada jūlija beigās un augusta sākumā ņemti augsnes paraugi no divu profilbedru ģenētiskajiem horizontiem līdz 2,0 m dziļumam (2.5. att.) *Dr. habil. agr. Alda Kārklīņa* vadībā. Profilbedru ģeogrāfiskās koordinātas: ziemeļu platums 56 grādi 41.547 minūtes, austrumu garums 25 grādi 08.169 minūtes; ziemeļu platums 56 grādi 41.482 minūtes, austrumu garums 25 grādi 08.397 minūtes. Augsnes paraugu ņemšanas vieta precizēta ap nosprausto punktu tā, lai tā neatrastos mikroljelja paaugstinājumu vai padziļinājumos.



2.5. att. Augsnes profila atsegums augsnes tipa noteikšanai un ģenētisko horizontu raksturošanai (2012. gada vasara) (foto: D. Lazdiņa)

Augsnes paraugi sagatavoti fizikāli ķīmiskajām analizēm Latvijas Valsts mežzinātnes institūta “Silava” (LVMI Silava) Meža vides laboratorijā atbilstoši LVS ISO 11464 standarta prasībām. Mitri augsnes paraugi tika sasmalcināti un izklāti uz paplātes, kas neabsorbē mitrumu no augsnes un to nepiesārņo, vienmērīgā slānī, kas nav biežāks par 15 mm. Augsnes paraugi žāvēti gaisā. Lai izvairītos no tiešas saules gaismas un novērstu paraugu piesārņošanu no gaisa vai ar putekļiem, augsnes materiālu priekšapstrādi veica atsevišķā telpā, kuru izmanto tikai šim nolūkam. Pirms augsnes smalcināšanas tika atdalīti akmentiņi, stikla gabali un piemaisījumi, kuri rupjāki par 2 mm. Augsnes paraugi tika sasmalcināti pietā, tad sijāti caur 2 mm sietu un atdalīta attiecīgā augsnes frakcija. Vēlamais augsnes parauga daudzums iegūts, izmantojot kvartēšanu. Ja analīzei

vajadzīgais testējamais augsnes paraugs bija mazāks par 2 g, augsne tika sasmalcināta frakcijā, kas smalkāka par 2 mm. Lietojot augsnes smalcināšanas dzirnaviņas, izžāvētie augsnes paraugi tika sasmalcināti, iegūstot reprezentatīvus, pietiekami homogēnus paraugus.

2.2.2. Augsnes ūdens paraugu ņemšana

No 2011. gada augusta līdz 2015. gada oktobrim 14 apšu hibrīdu kokaugu parauglaukumos veikts augsnes ūdens kvalitātes monitorings. Augsnes ūdens paraugu ņemšanai 30 cm un 60 cm dziļumā augsnē vertikāli ievietoti vakuuma lizimetri (*Eijkelkamp*) pāri (2.6. att.). Lizimetru porainā cepurītes daļa izgatavota no 92% tīras Al_2O_3 porainas keramikas, bet lizimetra korpuss no PVC, kas nesatur mikroelementus (metālus). Augsnes ūdens paraugi ņemti 2 reizes mēnesī, izmantojot vakuumsūkni ar manometru, visā bezsala periodā. Augsnes ūdens paraugi aukstuma somā transportēti uz LVMI Silava Meža vides laboratoriju, kur ūdens paraugi konservēti un uzglabāti līdz attiecīgo analīžu veikšanai atbilstoši LVS EN ISO 5667-3:2007 L standartam.



2.6. att. Vakuuma lizimetrs augsnes ūdens paraugu ņemšanai

2.2.3. Atmosfēras nokrišņu paraugu ņemšana

No 2012. gada janvāra līdz 2015. gada decembrim sešos parauglaukumos veikts atmosfēras nokrišņu daudzuma monitorings un paraugu ņemšana ķīmisko analīžu veikšanai. Atmosfēras nokrišņu paraugu ņemšanai izmantotas pastāvīgi atvērtas plastmasas piltuves, kas savienotas ar plastmasas pudelēm un aprīkotas ar putnu atbaidīšanas gredzeniem (2.7. att.). Atmosfēras nokrišņu paraugu ņemšanas piltuvju augstums — 1,2 m, piltuves laukums — 602,6 cm². Ar pastāvīgi atvērtā tipa plastmasas piltuvēm tiek savākti arī sausi atmosfēras nosēdumi un gāzes bezlietus periodā. Atmosfēras nokrišņu paraugi ņemti 2 reizes mēnesī visa gada garumā. Atmosfēras nokrišņu paraugi aukstuma somā transportēti uz LVMI Silava Meža vides laboratoriju, kur ūdens paraugi konservēti un uzglabāti līdz attiecīgo analīžu veikšanai atbilstoši LVS EN ISO 5667-3:2007 L standartam.



2.7. att. Aprīkojums atmosfēras nokrišņu paraugu ņemšanai

2.2.4. Nobiru paraugu ņemšana

Nobiru paraugi apšu hibrīdu kokaugu stādījumā (pētījumu objektā) ņemti 2014. un 2015. gadā visa gada garumā. Nobiru paraugu uztveršanas aprīkojums (2.8. att.) novietots zem apšu hibrīdu vainagiem četros parauglaukumos, kur sākotnēji ienesti dažādi pamatmēslojuma veidi (koksnes pelni, digestāts, notekūdeņu attīrīšanas dūņas un kontrole). Nobiru uztveršanas virsmas laukums — $0,5 \text{ m}^2$.



2.8. att. Aprīkojums nobiru uztveršanai

Nobiru paraugi pēc nogādāšanas LVMI Silava Meža vides laboratorijā žāvēti gaisā un sašķiroti šādās frakcijās: zari un mizas; apšu hibrīdu lapas; citu koku sugu lapas; sēklas; fekālijas, insekti u.c. Katra nobiru paraugu frakcija žāvēta 70 °C temperatūrā, pēc žāvēšanas paraugi samalti ķīmisko analīžu veikšanai, kā arī noteikta katras frakcijas paraugu absolūti sausa masa. Nobiru paraugu izdalītās frakcijas apvienotas gada griezumā ķīmisko analīžu veikšanai.

2.2.5. Apšu hibrīdu lapu un zaru ņemšana

Katrā parauglaukumā izvēlēti un iezīmēti trīs paraugkoki, no kuriem katras veģetācijas sezonas beigās ņemti zaru un lapu paraugi. Zaru un lapu paraugi nogādāti LVMI Silava Meža vides laboratorijā. Lapu paraugi pirms žāvēšanas mazgāti ar dejonizētu ūdeni. Zaru un lapu paraugi žāvēti 70 °C temperatūrā, pēc žāvēšanas paraugi samalti ķīmisko analīžu veikšanai.

2.2.6. Parasto apšubeku paraugu ņemšana

Parasto apšubeku (*Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray) augļķermeņu paraugi (2.9. att.) ņemti pētījumu objektā 2014. un 2015. gada rudenī. Sēņu paraugi nogādāti LVMI Silava Meža vides laboratorijā, kur tie mazgāti ar dejonizētu ūdeni, žāvēti 70 °C temperatūrā, pēc žāvēšanas paraugi samalti ķīmisko analīžu veikšanai.



2.9. att. Parasto apšubeku (*Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray) augļķermeņi pētījumu objektā (foto: D. Lazdiņa)

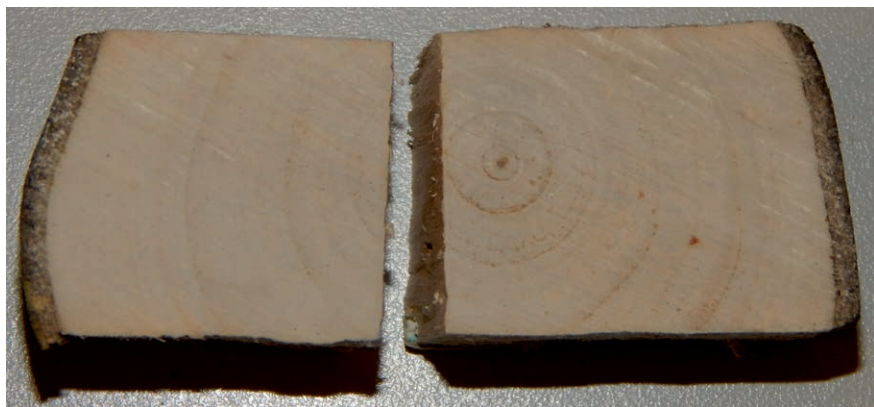
2.2.7. Apšu hibrīdu stumbra paraugu ņemšana

Apšu hibrīdu stumbra paraugi ņemti no 12 paraugkokiem (2.4. tabula) 2016. gada oktobrī, izmantojot nerūsējošā tērauda rokas zāģi. Stumbra ripu paraugi ņemti 0,20 m augstumā virs sakņu kakla, lai paraugā būtu pārstāvētas visas sešas gadskārtas. Stumbra ripas biezums ~ 2 cm. Stumbra ripu paraugi nogādāti LVMI Silava Meža vides laboratorijā, kur tie žāvēti 70 °C temperatūrā. Pēc žāvēšanas stumbra ripu paraugu virsma slīpēta ar smilšpapīru Industry P-150 un paraugs sadalīts divās vai trīs daļās atkarībā no stumbra ripas diametra ar maksimālo parauga daļas diametru 4 cm (2.10. att.).

2.4. tabula

Apšu hibrīdu paraugkoku raksturojums

Pamatmēslojuma veids	Paraugkoka Nr.	Paraugkoka atrašanās vieta	Koka augstums, m	Dabiski mitra stumbra biomasa, kg	Dabiski mitra zaru biomasa, kg	Krūšaugstuma caurmērs, mm
Kontrole	A 1	2. bloks, 1. sleja	8,25	12,10	2,95	63
	A 5	3. bloks, 1. sleja	9,14	17,10	4,10	71
	A 9	4. bloks, 1. sleja	9,82	17,52	4,88	75
Dūņas	A 2	2. bloks, 2. sleja	9,16	16,26	3,88	76
	A 8	3. bloks, 4. sleja	9,81	23,10	7,42	89
	A 11	4. bloks, 3. sleja	8,91	20,22	7,86	86
Digestāts	A 3	2. bloks, 3. sleja	9,70	20,94	8,52	83
	A 6	3. bloks, 2. sleja	11,20	32,58	11,66	95
	A 10	4. bloks, 2. sleja	10,83	29,84	8,50	94
Pelni	A 4	2. bloks, 4. sleja	7,25	12,22	5,18	65
	A 7	3. bloks, 3. sleja	8,93	17,82	8,34	81
	A 12	4. bloks, 4. sleja	6,53	5,82	1,50	52



2.10. att. Apšu hibrīda stumbra paraugs

2.3. Fizikāli ķīmiskās analīzes

2.3.1. Augsnes paraugu fizikāli ķīmiskās analīzes

Augsnes paraugu fizikāli ķīmisko analīžu kopsavilkums parādīts 2.5. tabulā.

2.5. tabula

Augsnes paraugu fizikāli ķīmisko analīžu kopsavilkums

Parametrs		Metode	Metodes princips	Instrumenti/ iekārtas
Apzīmējums	Paskaidrojums			
Mitruma saturs	Sausās masas un ūdens saturs no- teikšana	ISO 11465:1993	Gravimetrija	Analītiskie svāri Precisa XB 220A ar precizitāti 0,0001 g
Bļivums	Attiecība starp absolūti sausas augšnes masu un svaigi ievākta pa- rauga ar nesajauktu struktūru tilpumu	LVS ISO 11272:2014	Gravimetrija	Analītiskie svāri Precisa XB 220A ar precizitāti 0,0001 g
Granulo- metriskais sastāvs	Māla ($\varnothing < 2 \mu\text{m}$), putekļu ($\varnothing 2 \mu\text{m} -$ $63 \mu\text{m}$) un smiltis ($\varnothing 2 \text{mm} - 63 \mu\text{m}$) daļiņu saturs	LVS ISO 11277:2010	Slapjā sijāšana un sedimentācija	Analītiskie svāri Precisa XB 220A ar precizitāti 0,0001 g
pH(CaCl ₂)	Apmaiņas skābums	LVS ISO 10390:2006	Potenciometri- ja, 0,01 M CaCl ₂ suspensija (tilpuma attiecība 1:5)	Jonometrs Jenway 3205, precizitāte 0,01 pH vienība
C _{karb.}	Karbonātu sastāvā esošā oglekļa saturs	LVS EN ISO 10693:2014	Tilpuma metode	Kalcimetrs Eijkelkamp, precizitāte 0,1 mL
C _{kop.} un C _{org.}	Kopējais oglekļa saturs un organisko vielu sastāvā esošā oglekļa saturs	LVS ISO 10694 (2006)	Elementanalīze (sausā sadedzināšana 1371 °C tempera- tūrā), C _{org.} = C _{kop.} - C _{karb.}	LECO CR-12, jutība 0,001%
N _{kop.}	Kopējais slāpekļa saturs	LVS ISO 11261 (2002)	Modificēta Kjeldāla metode	Mineralizācijas iekārta SELECTA P, BLOC- DIGEST 12 Tvaika destilators SELECTA P, Prionitro I Potenciometriskais titrators SI Analytics WA 20 mL, precizitāte 0,01 mL Stikla elektrodus SI Analytics 453, precizi- tāte 0,01 pH vienība

Parametrs		Metode	Metodes princips	Instrumenti/ iekārtas
Apzīmējums	Paskaidrojums			
NO ₃ ⁻ -N	Nitrātu sastāvā esošā slāpekļa saturs	Macherey-nagel Viso-color ECO Nitrate	Spektrofotometrija	Jenway 6300, precizitāte 0,001 vienība
NH ₄ ⁺ -N	Amonija jonu sastāvā esošā slāpekļa saturs	Neslera reaģenta metode	Spektrofotometrija	Jenway 6300, precizitāte 0,001 vienība
S _{kop.}	Kopējais sēra saturs	ELTRA	Elementanalīze, sausā sadedzināšana 1350–1450 °C temperatūrā	ELTRA CS-530, jutība 0,02%, maksimālā analīzes temperatūra 1550 °C
PO ₄ ³⁻ -P	Fosfātu sastāvā esošā fosfora saturs	LVS 398 (2002)	Spektrofotometrija	Jenway 6300, precizitāte 0,001 vienība
K (apmaiņas frakcija)	Augiem viegli uzņemamā K saturs	LAAS, emisijas režīms	1 M amonija acetāta ekstrakts	PerkinElmer AAnalyst 200
P, K, Ca, Mg, Fe, Al, S, Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb, Cd, As, V, Mo saturs	Koncentrētas HNO ₃ un koncentrētas HClO ₄ maisījumā ekstrahējamo elementu saturs	ICP-AES	Koncentrētas HNO ₃ un koncentrētas HClO ₄ maisījuma (tilpumu attiecība 5:1) ekstrakts	Gerhardt mineralizācijas iekārta VARIAN Vista-PRO ICP-AES
Hg saturs	Kopējais Hg saturs	Aukstā tvaika AAS	Aukstā tvaika atomu absorbcijas spektrometrijas metode	LECO AMA254 Mercury Analyzer

2.3.2. Ūdens paraugu fizikāli ķīmiskās analīzes

Ūdens paraugu ķīmisko analīžu kopsavilkums parādīts 2.6. tabulā.

2.6. tabula

Ūdens paraugu fizikāli ķīmisko analīžu kopsavilkums

Parametrs		Metode	Metodes princips	Instrumenti/ iekārtas
Apzīmējums	Paskaidrojums			
pH	Ūdens pH	LVS EN ISO 10523:2012	Potenciometrija	pH metrs Jenway 3510, precizitāte 0,01 pH vienība Stikla pH elektrods Hanna Instruments HI1230
EVS	Elektrovadītspēja	LVS EN 27888:1993	Tieša elektrovadītspējas mērīšana	Konduktometrs Jenway 470, precizitāte 0,5%

2.6. tabulas turpinājums

Parametrs		Metode	Metodes princips	Instrumenti/ iekārtas
Apzīmējums	Paskaidrojums			
Sārmainība	Kopējā sārmainība	LVS EN ISO 9963-1:1995	Potenciometriskā titrimetrija	Potenciometriskais titrators SI Analytics WA 20 mL, precizitāte 0,01 mL Stikla elektrods SI Analytics 453, precizitāte 0,01 pH vienība
PO ₄ ³⁻ -P	Fosfātjonu sastāvā esošā fosfora saturs	LVS EN ISO 6878:2005 A/L	Amonija molibdata spektrofotometriskā metode	Jenway 6300, precizitāte 0,001 vienība
NO ₃ ⁻ -N	Nitrātjonu sastāvā esošā slāpekļa saturs	Formacs kopējā organiskā oglekļa/ kopējā slāpekļa analizators	Hemiluminiscences detektors	FORMACS ^{HT} TOC/TN Analyzer
NH ₄ ⁺ -N	Amonija jonu sastāvā esošā slāpekļa saturs	LVS ISO 7150-1:1984	Spektrofotometrija	Jenway 6300, precizitāte 0,001 vienība
K, Na, Ca, Mg	K, Na, Ca un Mg saturs	LVS EN ISO 7980:2000 LVS ISO 9964-3:2000 L	Liesmas atomabsorbcijas/ atomemisijas spektrometrija	PerkinElmer AAnalyst 200
N _{kop.}	Kopējā slāpekļa saturs	LVS EN 12260:2004 L, Formacs kopējā organiskā oglekļa/ kopējā slāpekļa analizators	Katalītiskā sadedzināšana, hemiluminiscences detektors	FORMACS ^{HT} TOC/TN Analyzer
C _{kop.} , C _{org.} , C _{neorg.}	Kopējā izšķīdušā oglekļa, izšķīdušā organiskā oglekļa un izšķīdušā neorganiskā oglekļa saturs	LVS EN 1484:2000, Formacs kopējā organiskā oglekļa/ kopējā slāpekļa analizators	Katalītiskā sadedzināšana, infrasarkanā detektēšana	FORMACS ^{HT} TOC/TN Analyzer
Mn, Ni, Cu, Zn, As, Cd un Pb	Mn, Ni, Cu, Zn, As, Cd un Pb kopējais saturs	ICP-MS	Induktīvi saistītās plazmas masspektrometrija	Induktīvi saistītās plazmas masspektrometrs ELAN DRC-e, PerkinElmer

2.3.3. Augu un sēņu biomateriāla paraugu fizikāli ķīmiskās analīzes

Augu un sēņu biomateriāla paraugu ķīmisko analīžu kopsavilkums parādīts 2.7. tabulā.

2.7. tabula

Augu un sēņu biomateriāla paraugu ķīmisko analīžu kopsavilkums

Parametrs		Metode	Metodes princips	Instrumenti/ iekārtas
Apzīmējums	Paskaidrojums			
C _{kop.}	Kopējais oglekļa saturs	LVS ISO 10694 (2006)	Elementanalīze (sausā sadedzināšana 1371 °C temperatūrā)	LECO CR-12, jutība 0,001%
N _{kop.}	Kopējais slāpekļa saturs	LVS ISO 11261 (2002)	Modificēta Kjeldāla metode	Mineralizācijas iekārta SELECTA P, BLOC-DIGEST 12; Tvaika destilators SELECTA P, Prionitro I; Potenciometriskais titrators SI Analytics WA 20 mL, precizitāte 0,01 mL; Stikla elektrodu SI Analytics 453, precizitāte 0,01 pH vienība
S _{kop.}	Kopējais sēra saturs	ELTRA	Elementanalīze, sausā sadedzināšana 1350–1450 °C temperatūrā	ELTRA CS-530, jutība 0,02%, maksimālā analīzes temperatūra 1550 °C
P _{kop.}	Kopējais fosfora saturs	LVS 398 (2002)	Mineralizēšana konc. HNO ₃ , spektrofotometrija	Jenway 6300, precizitāte 0,001 vienība
K, Ca, Mg	K, Ca un Mg saturs	LVS EN ISO 7980:2000 LVS ISO 9964-3:2000 L	Liesmas atomabsorbcijas/ atoemisijas spektrometrija	PerkinElmer AAnalyst 200
Stabilo C (δ ¹³ C) un N (δ ¹⁵ N) izotopu attiecība	Stabilo oglekļa (δ ¹³ C) un slāpekļa (δ ¹⁵ N) izotopu attiecība	IRMS	Elementanalīze, vieglo stabilo izotopu attiecības masspektrometrija	Elementanalizators EuroVector Euro-EA3024 tandēmā ar Nu Instruments Nu Horizon izotopu attiecības masspektrometru
¹³ C, ²⁶ Mg, ²⁷ Al, ³¹ P, ³⁹ K, ⁴⁴ Ca, ⁵³ Cr, ⁵⁵ Mn, ⁵⁶ Fe, ⁶⁰ Ni, ⁶³ Cu, ⁶⁶ Zn, ¹¹¹ Cd, ²⁰² Hg un ²⁰⁸ Pb izotopu relatīvais saturs	Izotopu relatīvais saturs	LA-ICP-MS	Lāzera ablācijas induktīvi saistītās plazmas masspektrometrija	Lāzera ablācijas sistēma UP213 (NewWave, USA) tandēmā ar induktīvi saistītās plazmas masspektrometru Agilent 7500ce (Agilent Technologies, Japan)

Stabīlo oglekļa un slāpekļa izotopu attiecības mērījumi augu un sēņu biomateriālā

Stabīlo oglekļa ($\delta^{13}\text{C}$) un slāpekļa ($\delta^{15}\text{N}$) izotopu attiecības mērījumi augu un sēņu biomateriālā (apšu hibrīdu lapās, zaros un parasto apšubeku (*Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray) augļķermeņos) veikti Latvijas Universitātes Ķīmijas fakultātē, izmantojot Elementanalizatoru EuroVector EuroEA3024 (sadeģšanas reaktora temperatūra 1030 °C, reducēšanas reaktora temperatūra 650 °C) un izotopu attiecības masspektrometru Nu Instruments Nu Horizon (paātrināšanas spriegums C un N noteikšanai 5 kV, masu diapazons 2 — 100 Da, magnētiskā sektora rādiuss > 30 cm).

$\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ mērījumiem 1000 ± 50 μg gaissausa, homogēna biomateriāla ievietoja alvas kapsulās (5 × 9 mm, EuroVector) un sapresēja lodītēs vai cilindros ar diametru un augstumu, kas nav lielāks par 4 mm, jo iekārtas autosamplera ieejas caurules diametrs ir 5 mm. Pirms paraugu analīzes veica mērījumu sēriju ar tukšiem paraugiem — sadeģzinot tukšas alvas kapsulas, lai sagatavotu instrumentu analizēm (attīrītu kolonnu). Kalibrēšanai izmantota analītiski tīra glutamīnskābe (200, 500, 800, 1100 un 1400 ± 20 μg ; Sigma-Aldrich). Mērījumu iekšējās kvalitātes kontroles nodrošināšanai ik pēc 10 paraugu mērījumiem tiek veikts glutamīnskābes (1000 ± 50 μg) mērījums. Sākotnējo $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ mērījumu datu apstrādi veica Lauma Buša.

LA-ICP-MS mērījumi koka gadskārtās

Lāzera ablācijas induktīvi saistītās plazmas masspektrometrijas mērījumi apšu hibrīdu gadskārtās veikti Masārika Universitātes Zinātņu fakultātē (Čehijā) Dr. Viktora Kanicka (*Viktor Kanicky*) vadībā. LA-ICP-MS sistēmas instrumentālā kombinācija sastāv no lāzera ablācijas sistēmas UP213 (NewWave, USA), kas ģenerē aerosolu no parauga, un ICP-MS Agilent 7500ce (Agilent Technologies, Japan), kas izmantots izvēlēto izotopu detektēšanai. Lai nodrošinātu zemāko iespējamo metodes detektēšanas robežu un piemērotu paraugu ievadīšanas izšķirtspēju, ablācijas parametri ir optimizēti (2.8. tabula). Standartizēšanai izmantots stikla sertificēts references materiāls NIST610. Apšu hibrīdu paraugos noteikti šādi izotopi: ^{13}C , ^{26}Mg , ^{27}Al , ^{31}P , ^{39}K , ^{44}Ca , ^{53}Cr , ^{55}Mn , ^{56}Fe , ^{60}Ni , ^{63}Cu , ^{66}Zn , ^{111}Cd , ^{202}Hg , ^{208}Pb .

2.8. tabula

Lāzera ablācijas parametri

Parametrs	Vērtība, mērvienība
Lāzera staru viļņu garums	213 nm
Lāzera plankuma izmērs uz parauga	100 μm
Skenēšanas ātrums	70 $\mu\text{m s}^{-1}$
Lāzera stara īpatnējā jauda	2,5 J cm^{-2}
Mērīšanas ātrums	10 Hz
Nesējgāzes plūsma	1,0 L He min^{-1}

Paraugu LA skenēšana veikta pa divām perpendikulārām līnijām, pārvietojot paraugu ar konstantu ātrumu, sākot no serdes virzienā uz mizu (2.11. att.). Savstarpēji perpendikulāro līniju novietojums izvēlēts tā, lai līnijas nekrustotu stumbra anatomiskos elementus.



2.11. att. LA-ICP-MS mērijumu dizains

2.4. Organiskā C un kopējā N uzkrājuma augsnē aprēķināšana

Organiskā C un kopējā N uzkrājums augsnē aprēķināts, izmantojot 2.1. vienādojumu (Kahle *et al.*, 2010; Nair, 2011).

$$C_{org.}/N_{kop.}UA = C_{org.}/N_{kop.} * B * H * (1 - P_{2mm}) * 100^{-1}, \text{ kur} \quad (2.1.)$$

$C_{org.}/N_{kop.} UA$ — organiskā C vai kopējā N uzkrājums augsnē noteiktā augsnes slānī, kg m^{-2} ;

$C_{org.}/N_{kop.}$ — organiskā C vai kopējā N saturs augsnē, g kg^{-1} ;

B — augsnes blīvums, g cm^{-3} ;

H — augsnes slāņa biezums, cm;

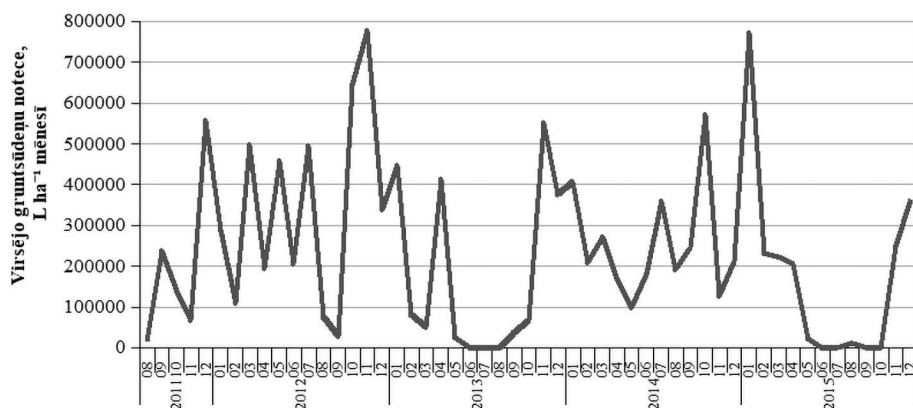
P_{2mm} — augsnes frakcijas, kuras daļiņu izmērs ir $> 2 \text{ mm}$, tilpums (pieņem par 0), %.

Organiskā C un kopējā N uzkrājums augsnē rēķināts 4 dažādos augsnes slāņos — 0–20 cm, 20–40 cm, 40–60 cm un 60–80 cm dziļumā. Līdzīgi aprēķināts kumulatīvais organiskā C un kopējā N uzkrājums augsnē — 0–20 cm, 0–40 cm, 0–60 cm un 0–80 cm dziļumā.

2.5. Barības elementu izskalošanās no augsnes apjoma aprēķināšana

Izskaloto barības elementu apjoma aprēķināšanai izmantoti augsnes ūdens, kas ņemts 60 cm dziļumā, ķīmiskā sastāva empīriskie dati un augsnes noteces (virsējo gruntsūdeņu noteces) dati, kuri laika posmam no 2011. gada 1. janvāra līdz 2015. gada

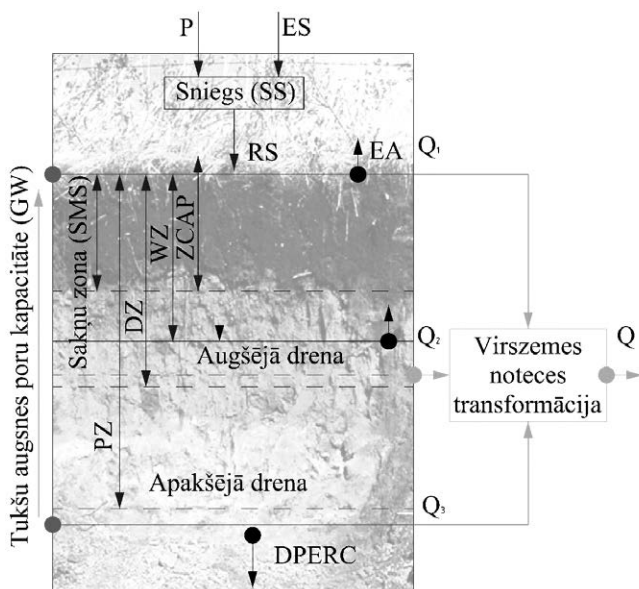
31. decembrim (2.12 att.) aprēķināti, izmantojot konceptuālo modeli METQ, kura jaunākā versija METQ2012 izstrādāta Latvijas Lauksaimniecības universitātes Meža un ūdens resursu zinātniskajā laboratorijā (Grinfelde & Lauva, 2012). Barības elementu satura diennakts vidējā vērtība aprēķināta, veicot barības elementu satura interpolāciju starp diviem paraugu ņemšanas periodiem.



2.12. att. Viršējo gruntsūdeņu notece pētījuma periodā

Modeļa METQ2012 konceptuālā shēma ir dota 2.13. attēlā, kur ar bultām tiek uzskatāmi parādītas galvenās ūdens plūsmas. Ūdens bilances aprēķinos apjomīgs rādītājs ir ūdens uzkrājums hidroloģiskajā reakcijā, kā, piemēram, sniega segā, augsnes aktīvajā slānī, gruntsūdenī un ar to saistītajā kapilārajā pacelšanās slānī. Augšējam slānim, kas nosaukts par augsnes aktīvo slāni, šajā modeli nav precīzi definētas apakšējās robežas, toties ir norāde, ka tajā izvietojas augu sakņu galvenā daļa. Veģetācijas periodā šī slāņa summāro iztvaikošanu nosaka galvenokārt augu transpirācija. Savukārt gruntsūdens krājumi šajā hidroloģiskajā modeli tiek raksturoti ar brīvo poru tilpuma slāni starp zemes virsmu un gruntsūdens līmeni. Katras hidroloģiskās atbildes vienības noteci raksturo ar šādām komponentēm: Q_1 — virszemes notece; Q_2 — augsnes notece; Q_3 — dziļā pazemes notece no slāņiem, kas drenējas apskatāmajā upes baseinā. Hidrogrāfiskajā tīklā šīs noteces komponentes apvienojas un transformējas izlīdzinātā upju notecē — Q (Grinfelde & Lauva, 2012).

Hidroloģiskā modeļa izmantošanai nepieciešami meteoroloģiskie dati — gaisa temperatūra, nokrišņu un relatīvā gaisa mitruma dati diennakts griezumā. Nākamais solis aprēķinu veikšanā ir katras hidroloģiskās atbildes vienības caurplūduma aprēķins: Q_1 — virszemes notece; Q_2 — augsnes notece; Q_3 — dziļā pazemes notece no slāņiem, kas drenējas apskatāmajā upes baseinā. Izmantojot meteoroloģiskos datus un iepriekšējās dienas aprēķina rezultātus, tiek aprēķināta ūdens bilance aktīvajā augsnes slānī, ūdens bilance sniega segā, un ūdens bilance gruntsūdens slānī.



2.13. att. Konceptuālā hidroloģiskā modeļa METQ shēma (Grinfelde & Lauva, 2012)

P — nokrišņi, mm dnn^{-1} ; ES — iztvaikošana no sniega, mm dnn^{-1} ; RS — lietu un sniega kušanas ūdens, mm dnn^{-1} ; EA — iztvaikošana no augsnes aktīvā slāņa, mm dnn^{-1} ; SMS — ūdens saturs augsnes aktīvajā slānī, mm ; PZ — drenētā slāņa biezums, cm ; Q_1, Q_2, Q_3 — noteces komponentes, mm dnn^{-1} ; Q — notece aprēķina vērumā $\text{m}^3 \text{dnn}^{-1}$; RCH — ūdens pārplūde no augsnes aktīvā slāņa uz gruntsūdens horizontu, mm dnn^{-1} ; SS — ūdens saturs sniegā, mm ; GW — brīvo grunts poru tilpums, mm ; DZ — augšējā slāņa biezums, cm ; $ZCAP$ — kapilārās pacelšanās augstums, cm ; WZ — gruntsūdens dziļums, cm ; $DPERC$ — dziļā pazemes notece mm dnn^{-1}

Ūdens bilances vienādojums augsnes aktīvajam slānim ir šāds (Grinfelde & Lauva, 2012):

$$SMS_e = SMS_b + RS - EA + CAP - RCH - Q_1, \text{ kur} \quad (2.2.)$$

SMS_e un SMS_b — ūdens saturs aktīvajā augsnes slānī, attiecīgi, apskatāmās diennakts sākumā un beigās, mm ;

RS — sniega kušanas un lietus ūdeņi, mm dnn^{-1} ;

EA — summārā iztvaikošana no augsnes aktīvā slāņa, mm dnn^{-1} ;

CAP — kapilārā pacelšanās, mm d^{-1} ;

RCH — ūdens pārtece no augsnes aktīvā slāņa uz gruntsūdens horizontu, mm dnn^{-1} ;

Q_1 — virszemes notece, mm dnn^{-1} .

Ūdens bilances vienādojums gruntsūdens un kapilārās pacelšanās slānim ir šāds (Grinfelde & Lauva, 2012):

$$GW_e = GW_b - RCH + CAP + Q_2 + Q_3 + DPERC, \text{ kur} \quad (2.3.)$$

GW_e un GW_b — brīvo grunts poru tilpums diennakts sākumā un beigās, mm;
 RCH — ūdens pārtece no augsnes aktīvā slāņa uz gruntsūdens horizontu, mm d⁻¹;
 CAP — kapilārā pacelšanās, mm d⁻¹;
 Q_2 — notece no augšējās “drenas”, mm d⁻¹;
 Q_3 — notece no apakšējās “drenas”, mm d⁻¹;
 DPERC — notece uz dziļākiem slāņiem, mm d⁻¹.

Ūdens bilance sniega segā (Grinfelde & Lauva, 2012):

$$M = CMELT * (T - T_2), \text{ kur} \quad (2.4.)$$

M — ikdienas sniega kušana, mm;

(T — T₂) — dienas — grādu skaits virs robežtemperatūras, °C d;

CMELT — sniega ūdens atdeves koeficients, mm.

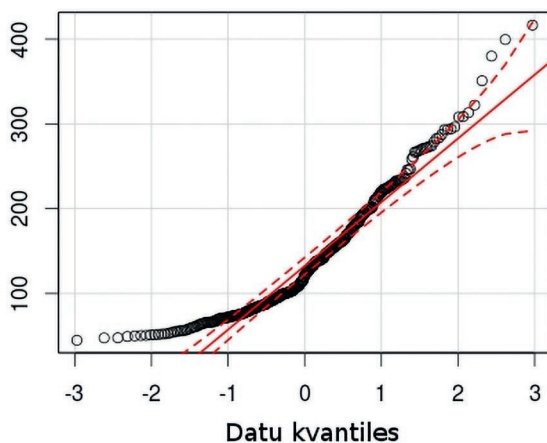
Pēc aprēķina pabeigšanas dati tiek saglabāti katrai hidroloģiskās atbildes vienībai un veikts aprēķina process deviņu dienu koordinātei, kas raksturo ūdens plūsmas transformāciju ūdensteces gultnē (Grinfelde & Lauva, 2012).

Hidroloģisko modeļu veiktspēju nosaka, izmantojot trīs galvenos kritērijus — Nash-Sutcliffe kritēriju, Pīrsona korelācijas koeficientu (r) un determinācijas koeficientu (R^2), kurus ieteicams lietot kopā. Nash-Sutcliffe kritērijs parāda modelēto un novēroto vērtību sakritību un ir izveidots tieši hidrogrāfu modelēto un novēroto vērtību sakritības novērtēšanai (Nash & Sutcliffe, 1970; Moriasi *et al.*, 2007). Pīrsona korelācijas koeficients un determinācijas koeficients parāda novēroto un modelēto datu kolinearitāti un nosaka sakarības ciešumu novērotajiem un modelētajiem datiem (Arhipova & Bāliņa, 2006; Moriasi *et al.*, 2007; Grinfelde & Lauva, 2012).

2.6. Datu statistiskā apstrāde

Datu statistiskā analīze veikta, izmantojot Libre Office Calc un R programmatūras funkcijas. Dažādu parametru sakarību novērtēšanai izmantoti Pīrsona korelācijas koeficienti un funkciju (regresiju) determinācijas koeficienti. Korelācijas koeficienta (r) vērtība raksturo atbilstošās sakarības ciešumu. Determinācijas koeficients R^2 atspoguļo novēroto datu dispersijas proporciju, kas tiek izskaidrota ar modelētajiem datiem (Arhipova & Bāliņa, 2006).

Datu kopas atbilstība normālajam sadalījumam pārbaudīta, izmantojot grafisko analīzi programmā R — funkciju `qqPlot()` paketē `car` (piemērs 2.14. attēlā), kas attēlo attiecību starp reālo datu kvantilēm un teorētisko datu kvantilēm (teorētiskie dati veidoti, balstoties uz reālo datu statistiskajiem rādītājiem tā, lai tie atbilstu normālajam sadalījumam) (Elferts, 2013).



2.14. att. Datu kopas (³¹P relatīvais daudzums apšu hibrīdu koksņē) atbilstības normālajam sadalījumam pārbaude programmā R

Datu paraugkopu salīdzināšanai un atšķirību būtiskuma novērtēšanai izmantota programma R. Divu paraugkopu salīdzināšanai ar neparametriskām analīzes metodēm izmantots Vilkoksona tests (*Wilcoxon rank sum test with continuity correction* vai *Wilcoxon signed rank test* atkarībā no tā, vai divas paraugkopas ir atkarīgas vai neatkarīgas), funkcija `wilcox.test()`, būtiskuma līmenis $\alpha = 0,05$. Vilkoksona testu neatkarīgu paraugkopu gadījumā mēdz saukt arī par Mann-Vitneja testu (*Mann-Whitney Test*) (Elferts, 2013).

3. REZULTĀTI UN TO IZVĒRTĒJUMS

3.1. Augsnes īpašības un sastāvs

Tiek uzskatīts, ka ātraudzīgās koku sugas (tajā skaitā vītoli dzimtas *Salicaceae* ģints *Populus*) uzlabo augsnes kvalitāti (Kahle *et al.*, 2010), samazina erozijas draudus (Pellegrino *et al.*, 2011). Augsnēm agromežsaimniecības sistēmās ir liels C piesaistes potenciāls (Park *et al.*, 1994; Garten, 2002; Baum *et al.*, 2009; Nair *et al.*, 2009a), turklāt iscirtmeta mežsaimniecība ļauj izvairīties no intensīvas augsnes aršanas (Kahle *et al.*, 2010), kas veicina SEG emisijas (Eggleston *et al.*, 2006), kaut gan pētījumu rezultāti gan valsts, gan starptautiskā līmenī ir visai pretrunīgi (Lutter *et al.*, 2016a). Pētījumos tiek uzsvērts, ka lauksaimniecības zemes apsaimniekošanas ietekmes uz augsnes kvalitāti būtiskums ir atkarīgs no sākotnējiem vides apstākļiem (Lal, 2005; Turner *et al.*, 2005). Augsnes kvalitāte ir definēta kā specifisku augsnes funkciju kapacitāte nodrošināt augu un dzīvnieku produktivitāti, uzturēt un uzlabot ūdens un gaisa kvalitāti, uzturēt cilvēku veselību un labklājību dabisku vai apsaimniekotu ekosistēmu ietvaros (Karlen *et al.*, 1997).

Pētījuma ietvaros tika izvērtētas augsnes fizikālo īpašību un ķīmiskā sastāva izmaiņas pēc dažāda veida pamatmēslojuma ienešanas lauksaimniecības zemē un apšu hibrīdu kokaugu stādījuma ierīkošanas.

3.1.1. Augsnes blīvums

Augsnes blīvums ir nozīmīgs fizikāls parametrs, kas ietekmē augsnes barības vielu uzkrājumu, ūdens aiztures kapacitāti un gāzveida vielu apriti augsnē jeb augsnes aerāciju (Wang *et al.*, 2010, 2011). Pētījuma ietvaros netika konstatētas būtiskas ($p > 0,05$) augsnes blīvuma atšķirības starp kontroles un mēslotajiem parauglaukumiem, kā arī starp dažādiem kokaugu stādījuma dizainiem ne 2011. gadā, ne 2015. gadā. Savukārt būtiskas ($p < 0,05$) augsnes blīvuma atšķirības tika konstatētas starp dažādiem augsnes slāņiem — dziļākos augsnes slāņos augsnes blīvums ir lielāks. Kaut arī pēc kokaugu stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemē tika novērota tendence samazināties augsnes blīvumam, īpaši augšējos augsnes slāņos (vidēji no $1521 \pm 35 \text{ kg m}^{-3}$ 2011. gadā uz $1381 \pm 27 \text{ kg m}^{-3}$ 2015. gadā 0–20 cm dziļumā un no $1569 \pm 28 \text{ kg m}^{-3}$ 2011. gadā uz $1373 \pm 25 \text{ kg m}^{-3}$ 2015. gadā 20–40 cm dziļumā), statistiski būtiskas atšķirības starp augsnes blīvumu atsevišķu parauglaukumu līmenī 2011. un 2015. gadā netika konstatētas. Savukārt, salīdzinot augsnes blīvuma vidējos rādītājus 0–20 cm un 20–40 cm dziļumā dažādu kokaugu stādījuma dizaina ietvaros (3.1. tabula), konstatēts, ka vidējais augsnes blīvums ceturtajā gadā pēc stādījuma izveidošanas ir statistiski būtiski samazinājies ($p < 0,05$). Tas liecina, ka kokaugu augšanas un sakņu sistēmu attīstības rezultātā augsnes virskārtas blīvums samazinās un augsne kļūst gan ūdens, gan gāzveida vielu caurlaidīgāka, savukārt augsnes dziļāko slāņu blīvumu kokaugu augšana maz ietekmē. Rosenvald *et al.* (2014) ir konstatējis, ka lauksaimniecības zemēs apšu hibrīdu sakņu sistēma galvenokārt izplatās barības vielām bagātajā A horizontā. Pētījuma objektā A horizonta apakšējās robežas dziļums ir 31–42 cm, kas sakrīt ar augsnes slāni,

kurā pēc apšu hibrīdu stādījuma ierīkošanas konstatēts būtisks augsnes blīvuma samazinājums. Augsnes virskārtas blīvuma samazinājums ir izskaidrojams arī ar kokaugu un zemesdes veģetācijas nobiru koncentrēšanos augsnes virskārtā, kā arī lielākā daļa uzsūcošo sakņu, augu un augsnes dzīvnieku atlieku uzkrājas augsnes virskārtā 0–60 cm dziļumā (Zhou & Guan, 2007; Wang *et al.*, 2010). Tāpat jāmin, ka viens no svarīgākiem augsnes blīvuma samazināšanās un porozitātes palielināšanās iemesliem ir augsnes sasāļšana un atkušana vairākas reizes gadā, kas novērojama nepastāvīgās ziemās, kas raksturīgas Latvijas ģeoklimatiskajiem apstākļiem (Flerchinger *et al.*, 2005).

Zviedrijā veikta pētījumā noskaidrots, ka apšu hibrīdu, paņēļu un kārkļu kokaugu stādījuma lauksaimniecības zemē izveidošanas rezultātā piecu gadu laikā pēc stādījumu izveidošanas nav novērota būtiska ietekme uz augsnes blīvumu (Rytter, 2016). Savukārt, Kahle *et al.* (2007) 12 gadus vecā *Salicaceae* koku sugu plantācijā ir noskaidrojies, ka līdz ar sakņu sistēmu attīstību un organiskās matērijas satura palielinājumu augsnes virskārtā augsnes blīvums ir būtiski samazinājies.

3.1. tabula

Augsnes blīvums (kg m^{-3}) pētījuma objektā

Gads	Stādījuma dizains: 2,0 × 2,0 m					Stādījuma dizains: 2,5 × 5,0 m				
	kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni	vidēji	kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni	vidēji
Augsnes slānis: 0–20 cm										
2011	1578 ± 153	1585 ± 56	1534 ± 91	1640 ± 78	1584 ± 46	1547 ± 91	1524 ± 82	1241 ± 72	1520 ± 82	1458 ± 49
2015	1395 ± 98	1323 ± 89	1442 ± 61	1489 ± 108	1412 ± 43*	1362 ± 62	1293 ± 25	1305 ± 68	1439 ± 92	1350 ± 33*
Augsnes slānis: 20–40 cm										
2011	1510 ± 68	1505 ± 34	1582 ± 142	1560 ± 92	1539 ± 42	1508 ± 81	1597 ± 71	1628 ± 70	1666 ± 62	1600 ± 35
2015	1389 ± 114	1294 ± 60	1469 ± 44	1461 ± 53	1403 ± 37*	1327 ± 85	1295 ± 45	1335 ± 71	1415 ± 63	1343 ± 32*
Augsnes slānis: 40–60 cm										
2011	1628 ± 84	1675 ± 130	1745 ± 93	1693 ± 95	1685 ± 47	1788 ± 31	1693 ± 186	1751 ± 60	1728 ± 41	1740 ± 46
2015	1513 ± 159	1576 ± 139	1671 ± 85	1660 ± 92	1605 ± 57*	1789 ± 59	1701 ± 110	1548 ± 175	1692 ± 62	1682 ± 55
Augsnes slānis: 60–80 cm										
2011	1786 ± 23	1741 ± 88	1823 ± 55	1784 ± 25	1783 ± 26	1850 ± 41	1875 ± 35	1834 ± 26	1779 ± 63	1834 ± 21
2015	1750 ± 71	1606 ± 122	1758 ± 83	1731 ± 80	1711 ± 44	1716 ± 24	1748 ± 73	1711 ± 48	1701 ± 61	1719 ± 25*
* Statistiski būtiskas atšķirības starp 2011. un 2015. gadu pamatmēslojuma veida ietvaros vai kokaugu stādījuma dizaina ietvaros, ja salīdzina vidējās vērtības.										

3.1.2. Augsnes pH

Uz augsnes koloidiem adsorbēto jonu un augsnes šķīduma sastāvs nosaka augsnes pH (Nikodemus *et al.*, 2008). Augsnes pH ir viena no būtiskākajām īpašībām, kas ietekmē augsnes bioloģisko aktivitāti, augu augšanu, kā arī zināmā mērā jonu apmaiņas kapacitāti, organisko vielu un minerālu šķīdību, barības elementu pieejamību augiem, kā arī barības elementu zudumus izskalošanās rezultātā (Nikodemus *et al.*, 2008; Lutter *et al.*, 2016b). Lai nodrošinātu ilgtspējīgu barības elementu pieejamību augsnē, ir svarīgi noskaidrot augsnes pH dinamiku īscirtmeta stādījumos zemēs, kas iepriekš izmantotas lauksaimniecības mērķiem (Lutter *et al.*, 2016b).

Tiek uzskatīts, ka augsnes pH ir viena no visstraujāk reaģējošām augsnes īpašībām, kas liecina par lauksaimniecības zemju transformāciju uz meža zemēm raksturīgiem vides apstākļiem. Ziemeļeiropā dabiskais lauksaimniecības zemju skābums un barības elementu saturs augsnē tika ievērojami mainīts intensīvas augsnes kaļķošanas rezultātā, kas tika veikta ar mērķi samazināt augsnes skābumu. Ātraudzīgo lapu koku sugu stādījumu izveidošanas lauksaimniecības zemēs rezultātā dažu pirmo gadu desmitu laikā nereti tiek novērota augsnes virskārtas pH vērtības samazināšanās (Jug *et al.*, 1999; Ritter *et al.*, 2003; Uri *et al.*, 2011; Lutter *et al.*, 2015).

Pētījuma ietvaros konstatētas būtiskas ($p > 0,05$) augsnes apmaiņas skābuma (pH CaCl₂) atšķirības parauglaukumos ar dažādu kokaugu stādījuma dizainu viena pamatmēslojuma veida, pētījuma gada un augsnes slāņa ietvaros (3.2. tabula). Tas liecina par būtiskām augsnes apmaiņas skābuma atšķirībām jeb lielu dabisko augsnes apmaiņas skābuma variāciju pētījuma objektā. To apstiprina arī fakts, ka parauglaukumā identificēti divi dažādi augsnes tipi (velēnpodzolētā virsēji glejotā augsne un virsēji velēnglejotā augsne), kā arī, veicot dažādu augsnes ģenētisko horizontu analīzes, konstatētas būtiskas augsnes aktīvā skābuma (pH H₂O) un apmaiņas skābuma (pH KCl) atšķirības — atšķirība starp augsnes aktīvo skābumu minerālā trūdvielu akumulācijas horizontā Ap sasniedz 2,1 pH vienības, Ah horizontā — 2,3 pH vienības, savukārt atšķirība starp augsnes apmaiņas skābumu (pH KCl) minerālā trūdvielu akumulācijas horizontā Ap sasniedz 2,5 pH vienības, Ah horizontā 2,8 pH vienības (Kārklīšs & Rancāne, 2012a; Kārklīšs & Rancāne, 2012b).

Ņemot vērā lielo dabisko augsnes skābuma variāciju pētījuma objektā, statistiski būtiskas ($p < 0,05$) augsnes apmaiņas skābuma atšķirības starp kontroles parauglaukiem un parauglaukiem, kur ienests pamatmēslojums, konstatētas tikai atsevišķos parauglaukumos, kur ienests dūņu vai koksnes pelnu pamatmēslojums, 2011. un 2013. gadā 20–80 cm dziļumā (3.2. tabula). Statistiski būtiskas augsnes skābuma izmaiņas stādījuma ierīkošanas rezultātā viena kokaugu stādījuma dizaina, pamatmēslojuma veida un izdalītā augsnes slāņa ietvaros netika konstatētas. Līdzīgus rezultātus Ziemeļvācijā ir konstatējusi arī Kahle *et al.* (2010), savukārt atsevišķos pētījumos *Populus* kokaugu stādījuma izveides rezultātā lauksaimniecības zemēs ir konstatēta augsnes pH samazināšanās (Jug *et al.*, 1999; Ritter *et al.*, 2003; Sartori *et al.*, 2007; Pellegrino *et al.*, 2011; Rytter, 2016).

Augsnes apmaiņas skābums (pH CaCl₂) pētījuma objektā

Gads	Stādījuma dizains: 2,0 × 2,0 m				Stādījuma dizains: 2,5 × 5,0 m			
	kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni	kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni
Augsnes slānis: 0–20 cm								
2011	6,0 ± 0,2	5,7 ± 0,3	5,6 ± 0,2*	5,7 ± 0,2*	6,59 ± 0,08	6,5 ± 0,4	6,7 ± 0,2*	6,8 ± 0,1*
2013	6,1 ± 0,2*	5,5 ± 0,3	6,2 ± 0,2*	6,2 ± 0,3*	6,8 ± 0,1*	6,6 ± 0,2	7,2 ± 0,1*	7,0 ± 0,1*
2015	5,7 ± 0,3	5,4 ± 0,5	5,7 ± 0,2*	5,6 ± 0,4	6,2 ± 0,1	6,2 ± 0,2	6,5 ± 0,1*	6,6 ± 0,2
Augsnes slānis: 20–40 cm								
2011	5,9 ± 0,3	5,5 ± 0,3	5,7 ± 0,3*	5,8 ± 0,3*	6,49 ± 0,04	6,4 ± 0,4	6,8 ± 0,2*	6,8 ± 0,1*
2013	6,1 ± 0,1*	5,5 ± 0,4	5,9 ± 0,4*	6,3 ± 0,2*	6,7 ± 0,1*	6,6 ± 0,3	7,33 ± 0,02*/**	7,1 ± 0,1*
2015	5,7 ± 0,4	5,4 ± 0,5	5,7 ± 0,3*	5,8 ± 0,3	6,5 ± 0,2	6,3 ± 0,3	6,7 ± 0,2*	6,5 ± 0,2
Augsnes slānis: 40–60 cm								
2011	5,7 ± 0,3	5,4 ± 0,4	5,8 ± 0,3*	6,1 ± 0,2*	6,4 ± 0,3	6,5 ± 0,4	7,0 ± 0,2*	6,87 ± 0,07*/**
2013	6,41 ± 0,08*	5,6 ± 0,4	6,0 ± 0,4*	6,6 ± 0,2	6,8 ± 0,1*	6,7 ± 0,3	7,53 ± 0,04*/**	7,15 ± 0,09
2015	5,5 ± 0,5	5,6 ± 0,6	5,3 ± 0,4	6,5 ± 0,3	6,4 ± 0,4	6,3 ± 0,4	6,6 ± 0,2	6,4 ± 0,1
Augsnes slānis: 60–80 cm								
2011	6,1 ± 0,2	5,4 ± 0,5	6,0 ± 0,3	6,4 ± 0,3	6,4 ± 0,4	6,8 ± 0,4	7,1 ± 0,2	7,0 ± 0,2
2013	6,6 ± 0,1	5,7 ± 0,5	6,5 ± 0,2*	6,7 ± 0,2	6,9 ± 0,2	6,8 ± 0,4	7,6 ± 0,1*/**	7,19 ± 0,02
2015	5,4 ± 0,6	5,6 ± 0,6	5,8 ± 0,5	6,1 ± 0,5	6,4 ± 0,6	6,6 ± 0,5	6,7 ± 0,2	6,7 ± 0,4
* Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) augsnes pH atšķirības starp parauglaukumiem ar dažādu kokaugu stādījuma dizainu viena pamatmēslojuma veida, pētījuma gada un izdalītā augsnes slāņa ietvaros.								
** Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) augsnes pH atšķirības starp kontroles un mēslotiem parauglaukumiem viena kokaugu stādījuma dizaina, pētījuma gada un izdalītā augsnes slāņa ietvaros.								

3.1.3. Organiskā oglekļa saturs un uzkrājums augsnē

Agromežsaimniecība ir viens no pasākumiem, kas pašlaik tiek rekomendēts klimata pārmaiņu mazināšanas mērķu sasniegšanai (Tumwebaze & Byakagaba, 2016). Tiek uzskatīts, ka agromežsaimniecības sistēmām piemīt liels C akumulācijas potenciāls piecās galvenajās C krātuvēs: virszemes augu biomasa (kokaugi, zemsedze), augu saknes (kokaugi, zemsedze), nedzīvā zemsega (nobiras), mikroorganismi un augsne (Mosquera-Losada *et al.*, 2011; Udawatta & Jose, 2011; Monroe *et al.*, 2016).

Ja agromežsaimniecības sistēmas tiek apsaimniekotas ilgtspējīgi, C var tikt uzkrāts šajās sistēmās gadsimtiem ilgi (Dixon, 1995), bet C uzkrāšanās potenciāls agromežsaimniecības sistēmās ir atkarīgs no koku sugas, to augšanas ātruma, kā arī no augsnes tipa un zemes apsaimniekošanas prakses (Nair *et al.*, 2009a, 2009b; Mosquera-Losada *et al.*, 2011). Lai arī augsnē C ir sastopams gan organisku, gan neorganisku savienojumu veidā, zemes izmantošanas un apsaimniekošanas aktivitātes galvenokārt ietekmē augsnes organisko matēriju (Eggleston *et al.*, 2006).

Izmaiņas organiskā oglekļa uzkrājumā augsnē pēc aramzemes apmežošanas globāli ir plaši pētītas, bet maz ir zināms par organiskā oglekļa uzkrājuma augsnē izmaiņām pēc mēsloju iscirtmeta kokaugu stādījumu, kas ierīkotas agromežsaimniecības sistēmā, izveides lauksaimniecības zemē (Zeng *et al.*, 2014). Organiskā C uzkrājums augsnē ir funkcija no augsnes blīvuma un organiskā C satura augsnē dažādos augsnes slāņos (Kahle *et al.*, 2010; Nair, 2011). Vidējais organiskā C saturs pētījuma objektā dažādos augsnes slāņos ir apkopots 3.3. tabulā.

3.3. tabula

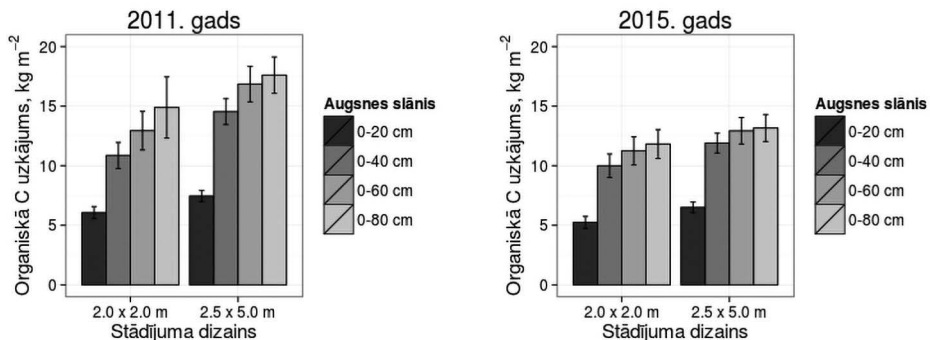
Organiskā C saturs (g kg⁻¹) augsnē pētījuma objektā

Gads	Stādījuma dizains: 2,0 × 2,0 m					Stādījuma dizains: 2,5 × 5,0 m				
	kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni	vidēji	kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni	vidēji
Augsnes slānis: 0–20 cm										
2011	22 ± 6	20 ± 4	18,6 ± 0,5	19 ± 6	20 ± 2	28 ± 4	24 ± 2	28 ± 4	23 ± 4	26 ± 2**
2015	22 ± 5	22 ± 6	17,2 ± 0,5	17 ± 6	19 ± 2	27 ± 3	23 ± 1	28 ± 7	20 ± 4	25 ± 2**
Augsnes slānis: 20–40 cm										
2011	17 ± 8	20 ± 4	13,4 ± 0,9	15 ± 6	16 ± 2	24 ± 7	18 ± 3	25 ± 6	23 ± 4	22 ± 3**
2015	21 ± 6	19 ± 5	17 ± 2	13 ± 4	18 ± 2	21 ± 6	22 ± 1	22 ± 5	18 ± 5	21 ± 2
Augsnes slānis: 40–60 cm										
2011	13 ± 10	8 ± 4	3,6 ± 0,3	2,7 ± 0,4	7 ± 3	3,1 ± 0,3	6 ± 1	12 ± 10	7 ± 4	7 ± 3
2015	8 ± 6	7 ± 4	1,2 ± 0,6	3 ± 2	5 ± 2*	0,9 ± 0,3	2,1 ± 0,9	13 ± 13	0,9 ± 0,4	4 ± 3*
Augsnes slānis: 60–80 cm										
2011	14 ± 12	2,7 ± 0,7	3 ± 1	2 ± 1	5 ± 3	3 ± 1	1,4 ± 0,6	1,9 ± 0,8	1,7 ± 0,4	2,0 ± 0,4
2015	0,9 ± 0,3	3 ± 2	0,2 ± 0,1	4 ± 3	1,9 ± 0,8	0,5 ± 0,2	1,1 ± 0,5	0,9 ± 0,5	0,3 ± 0,1	0,7 ± 0,2*
* Statistiski būtiskas ($p > 0,05$) atšķirības starp organiskā C saturu augsnē 2011. un 2015. gadā viena kokaugu stādījuma dizaina un pamatmēslojuma veida ietvaros vai kokaugu stādījuma ietvaros, ja salīdzina vidējās vērtības.										
** Statistiski būtiskas ($p > 0,05$) vidējā organiskā C satura augsnē atšķirības parauglaukumos ar dažādu kokaugu stādījuma dizainu viena pētījuma gada ietvaros.										

Pētījuma ietvaros netika konstatēta statistiski būtiska apšu hibridu kokaugu stādījuma izveidošanas ietekme uz organiskā C saturu augsnē 0–40 cm dziļumā pirmo piecu veģetācijas sezonu laikā pēc stādījuma ierīkošanas, bet 2,0 × 2,0 m kokaugu stādījuma dizaina ietvaros vidējais organiskā C saturs augsnē 40–60 cm dziļumā ir būtiski mazāks 2015. gadā salīdzinot ar vidējo C saturu augsnē 2011. gadā. Tas sakrīt ar Paul *et al.* (2002) un Turner & Lambert (2000) veiktajiem pētījumiem apmežotās lauksaimniecības zemēs, kur pirmo gadu laikā pēc apmežošanas galvenokārt novērota augsnes organiskā C uzkrājuma samazināšanās.

Lielākajā daļā parauglaukumu tika konstatētas statistiski būtiskas ($p < 0,05$) organiskā C satura augsnē atšķirības starp dažādiem augsnes slāņiem, kā arī novērota būtiska organiskā C satura augsnē variācija apskatītajos augsnes slāņos. Organiskā C saturs augsnē 0–20 cm dziļumā variē no 8,3 g kg⁻¹ līdz 38,3 g kg⁻¹ 2011. gadā un no 6,1 g kg⁻¹ līdz 47,0 g kg⁻¹ 2015. gadā, bet dziļākos augsnes slāņos (60–80 cm dziļumā) — no 0,06 g kg⁻¹ līdz 6,7 g kg⁻¹ 2011. gadā un no < 0,01 g kg⁻¹ līdz 12,4 g kg⁻¹ 2015. gadā.

3.1. attēlā ir parādīts kumulatīvais augsnes organiskā oglekļa uzkrājums dažādos augsnes slāņos. Analīžu rezultāti liecina, ka statistiski būtiska kokaugu stādījuma dizaina vai mēslojuma ietekme uz organiskā C uzkrājumu augsnē pirmo piecu veģetācijas sezonu laikā nav konstatēta.



3.1. att. Kumulatīvais organiskā C uzkrājums augsnē

2015. gadā būtiskas vidējā organiskā C uzkrājuma augsnē atšķirības konstatētas 0–20 cm dziļumā starp parauglaukumiem ar dažādu kokaugu stādījuma dizainu ($p = 0,043$), bet būtiska atšķirība starp minētajiem parauglaukumiem tika konstatēta arī pirms stādījuma izveidošanas 2011. gadā ($p = 0,021$).

Vidējais organiskā C uzkrājums augsnē 0–20 cm dziļumā 2011. gadā ir $6,8 \pm 0,4$ kg m⁻² un $5,9 \pm 0,4$ kg m⁻² 2015. gadā, bet 0–80 cm dziļumā 16 ± 1 kg m⁻² 2011. gadā un $12,5 \pm 0,8$ kg m⁻² 2015. gadā. Pētījuma rezultāti apstiprina, ka parauglaukums ir izveidots ar organiskām vielām bagātā lauksaimniecības zemē, jo vidējais organiskā C uzkrājums augsnē 0–20 cm dziļumā pētījuma parauglaukumā ir lielāks nekā vidēji aramzemēs ($5,5 \pm 0,6$ kg m⁻²) un ilggadīgos zālajos ($5,8 \pm 0,9$ kg m⁻²) Latvijā (Bardule *et al.*, 2017). Lielākā organiskā C uzkrājuma augsnē daļa (85%) atrodas 0–40 cm dziļumā, bet 47% no organiskā C uzkrājuma augsnē atrodas augsnes virskārtā 0–20 cm dziļumā. Batjes (1996) ir pētījis organiskā C vertikālo sadalījumu augsnes profilā un

konstatējis, ka vidēji 39–70% no kopējā organiskā C uzkrājuma augsnē, kas akumu-
lējies minerālaugšnes augšējos 100 cm, atrodas tieši virsējos 30 cm, bet 58–81% —
augšējā 50 cm biežā augsnes slānī.

Ir labi zināms, ka koku un krūmu ieaudzēšana lauksaimniecības ainavās ir nozī-
mīgs aspekts klimata pārmaiņu mazināšanā, turklāt organiskā C akumulēšanās galve-
nokārt notiek 0–20 cm augsnes slānī (Pellegrino *et al.*, 2011; Zeng *et al.*, 2014; Baah-
Acheamfour *et al.*, 2015). Laganière *et al.* (2010) veiktā meta-analizē noskaidrots, ka
lauksaimniecības zemju apmežošanas ar dažādiem skujkokiem un lapu kokiem rezul-
tātā organiskā C uzkrājums augsnē palielinās par 2–25%. Hansen (1993) un Coleman
et al. (2004) pētījumos *Populus* stādījumos konstatēja, ka vidējais ikgadējais oglekļa
uzkrājuma pieaugums ir 1,60 un 3 Mg ha⁻¹. Savukārt Mao & Zeng (2010) pētījumos
Populus stādījumos konstatēja, ka pirmo 15 gadu laikā pēc stādījuma ierīkošanas lauk-
saimniecības zemēs nav konstatētas būtiskas augsnes organiskā C uzkrājuma izmaiņas
0–15 cm biežā augsnes slānī. Arī šī pētījuma ietvaros netika konstatētas būtiskas at-
šķirības starp organiskā C uzkrājumu 0–40 cm augsnes slānī 2011. gadā (pirms apšu
hibridu stādīšanas) un 2015. gadā (pēc 5 veģetācijas sezonām), bet, pretēji gaidītajam,
būtiski mazāks organiskā C uzkrājums augsnē tika konstatēts 2015. gadā, salīdzinot ar
2011. gadu 40–60 cm dziļumā ($p = 0,020$ parauglaukumos, kur kokaugi stādīti 2,0 ×
2,0 m, un $p = 0,006$ parauglaukumos, kur kokaugi stādīti 2,5 × 5,0 m) un 60–80 cm
dziļumā ($p = 0,009$ parauglaukumos, kur kokaugi stādīti 2,5 × 5,0 m). Dixon (1995) ir
uzsvēris, ka agromežsaimniecības sistēmas var gan piesaistīt CO₂ un īslaicīgi uzkrāt C,
gan radīt SEG emisijas (piemēram, CH₄). Pētījumā konstatēts, ka parauglaukumā ir he-
terogēns augsnes sastāvs nesēnās augsnes rekultivācijas dēļ — pirms 20 gadiem veikta
zemes virsmas izlīdzināšana un iestrādāta kūdra, ko apstiprina organisko vielu ieslēgu-
mi augsnes profilā (Bardule *et al.*, 2013). Samazināts augsnes blīvums veicina labāku
augšņu aerāciju un augsnes organiskās matērijas sadalīšanos. Līdz ar to pētījuma ietva-
ros konstatētais organiskā C uzkrājuma augsnē samazinājums izskaidrojams ar pirms
20 gadiem iestrādātās kūdras mineralizēšanos.

3.1.4. Kopējā slāpekļa saturs un uzkrājums augsnē

C un N aprite augsnē ir stipri saistītas (Van Cleve *et al.*, 1993; Vervaet *et al.*, 2002),
bet N uzkrājuma augsnē izmaiņas ir ievērojami mazāk pētītas nekā organiskā C uzkrā-
juma augsnē izmaiņas pēc lauksaimniecības zemju apmežošanas (Lutter *et al.*, 2016a),
 kaut gan boreālos apstākļos lielākais ekosistēmas N uzkrājums ir tieši augsnē (Finér
et al., 2003) un N aprite, ko nodrošina lapu nobiras, ir ļoti intensīva tieši ātraudzīgo
lapu koku stādījumos (Meiresonne *et al.*, 2006). Nobiru kvalitāti un kvantitāti ietek-
mē augsnes īpašības un koku suga jeb genotips (Baum *et al.*, 2009). Meiresonne *et al.*
(2006) pētījumā 18 gadus vecā īscirtmeta *Populus* stādījumā, kas ierīkota labi dre-
nētā mālsmilts augsnē, noskaidroja, ka 80% no kopējās N ieneses augsnē (6,6 kmol
ha⁻¹ pirmā pētījuma gadā un 6,5 kmol ha⁻¹ otrā pētījuma gadā) nodrošina nobiras
un pēc nitrifikācijas veģetācijas sezonas laikā no augsnes izskalojas tikai neliels nitrā-
tu daudzums. Pētījumos noskaidrots, ka pat ikgadēji mēslos (150 kg N ha⁻¹ gadā)
ātraudzīgo koku sugu stādījumos nitrātu izskalošanās ir niecīga, jo ātraudzīgās koku
sugas intensīvi uzņem nitrātus (Bergström & Johansson, 1992; Mortensen *et al.*, 1998).
Ikgadējais uzņemtais N daudzums *Populus* ekosistēmā ir vienāds ar N ienesi augsnē ar
nobirām, no kurām 50% veido tieši lapas. Tas norāda uz efektīvu N apriti (Meiresonne

et al., 2006). Jug et al. (1999) pētījumā Vācijā noskaidrojās, ka vidēji ātraudzīgo kokaugu stādījumos ar kokiem tiek uzņemti 18–54 kg N ha⁻¹ gadā. Pētījumā Francijā noskaidrots, ka *Populus* stādījumos ar kokaugiem vidēji tiek uzņemti 92 kg N ha⁻¹ gadā, bet kopējais uzņemtais barības vielu daudzums ir atkarīgs no augsnes granulometriskā sastāva (Rytter, 2001).

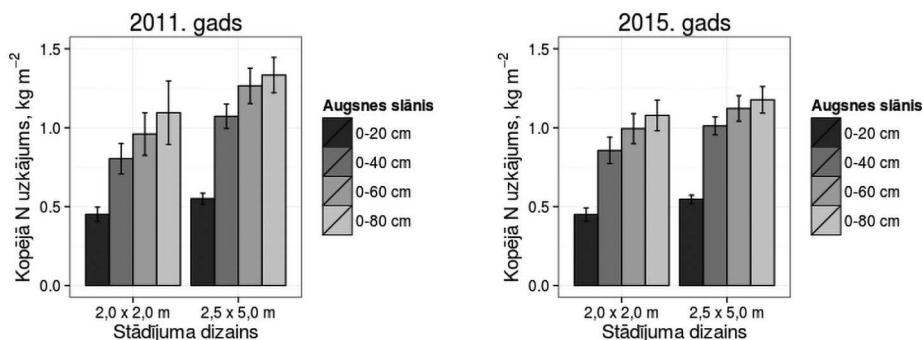
Vidējais kopējā N saturs dažādos augsnes slāņos pirms apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas (2011. gads) un pēc piecām veģetācijas sezonām kopš stādījuma ierīkošanas (2015. gads) ir apkopots 3.4. tabulā. Statistiski būtiskas kopējā N saturs augsnē atšķirības starp kontroles parauglaukumiem un parauglaukumiem, kur ienests pamatmēslojums, stādījuma dizaina ietvaros netika konstatētas ne 2011. gadā, ne 2015. gadā. Vidējais kopējā N saturs augsnes virskārtā (0–20 cm dziļumā) pirms stādījuma izveidošanas ir 1,7 ± 0,1 g kg⁻¹, bet pēc piecām veģetācijas sezonām kopš stādījuma izveidošanas (2015. gads) vidējais kopējā N saturs augsnes virskārtā ir palielinājies līdz 1,9 ± 0,1 g kg⁻¹. Izvērtējot vidējo kopējā N saturu augsnes virskārtā līdz 40 cm dziļumam stādījuma dizaina ietvaros (apvienojot datus no mēslotiem un kontroles parauglaukumiem), parauglaukumos, kur kokaugi stādīti 2,0 × 2,0 m attālumā, 2015. gadā konstatēts statistiski būtiski lielāks kopējā N saturs salīdzinot ar 2011. gadu (3.4. tabula).

3.4. tabula

Kopējā slāpekļa saturs (g kg⁻¹) augsnē pētījuma objektā

Gads	Stādījuma dizains: 2,0 × 2,0 m					Stādījuma dizains: 2,5 × 5,0 m				
	kontrole	digestāts	dūņas	koksnes pelni	vidēji	kontrole	digestāts	dūņas	koksnes pelni	vidēji
Augsnes slānis: 0–20 cm										
2011	1,5 ± 0,5	1,6 ± 0,5	1,44 ± 0,08	1,4 ± 0,4	1,5 ± 0,2	2,1 ± 0,4	1,78 ± 0,09	2,1 ± 0,2**	1,7 ± 0,3	1,9 ± 0,1**
2015	1,9 ± 0,5	1,8 ± 0,5	1,5 ± 0,1	1,4 ± 0,4	1,6 ± 0,2*	2,0 ± 0,2	2,06 ± 0,09	2,4 ± 0,5	1,8 ± 0,3	2,1 ± 0,1**
Augsnes slānis: 20–40 cm										
2011	1,2 ± 0,6	1,5 ± 0,4	0,98 ± 0,07	1,1 ± 0,5	1,2 ± 0,2	1,8 ± 0,5	1,3 ± 0,2	1,8 ± 0,4	1,7 ± 0,3	1,7 ± 0,2**
2015	1,8 ± 0,5	1,7 ± 0,4	1,3 ± 0,2	1,3 ± 0,3	1,5 ± 0,2*	1,7 ± 0,3	1,9 ± 0,1	2,0 ± 0,3	1,6 ± 0,4	1,8 ± 0,2
Augsnes slānis: 40–60 cm										
2011	1,0 ± 0,9	0,5 ± 0,2	0,24 ± 0,02	0,22 ± 0,02	0,5 ± 0,2	0,27 ± 0,03	0,4 ± 0,1	1,0 ± 0,7	0,6 ± 0,3**	0,6 ± 0,2
2015	0,7 ± 0,5	0,6 ± 0,2	0,23 ± 0,02	0,4 ± 0,2	0,5 ± 0,1	0,17 ± 0,02	0,4 ± 0,1	1,0 ± 0,8	0,15 ± 0,04	0,4 ± 0,2*/**
Augsnes slānis: 60–80 cm										
2011	1,0 ± 0,7	0,20 ± 0,01	0,18 ± 0,08	0,12 ± 0,03	0,4 ± 0,2	0,17 ± 0,03	0,18 ± 0,04	0,20 ± 0,04	0,20 ± 0,03	0,19 ± 0,02
2015	0,20 ± 0,04	0,3 ± 0,1	0,16 ± 0,02	0,4 ± 0,2	0,26 ± 0,06	0,18 ± 0,03	0,19 ± 0,04	0,18 ± 0,07	0,10 ± 0,01	0,16 ± 0,02
* Statistiski būtiskas ($p > 0,05$) atšķirības starp kopējā N saturu augsnē 2011. un 2015. gadā viena augsnes slāņa, kokaugu stādījuma dizaina un pamatmēslojuma veida ietvaros vai kokaugu stādījuma ietvaros, ja salīdzina vidējās vērtības.										
** Statistiski būtiskas ($p > 0,05$) kopējā N saturs augsnē atšķirības parauglaukumos ar dažādu kokaugu stādījuma dizainu viena augsnes slāņa un pētījuma gada ietvaros.										

3.2. attēlā ir parādīts kumulatīvais augsnes kopējā N uzkrājums dažādos augsnes slāņos. Analīžu rezultāti liecina, ka statistiski būtiska mēslojuma ietekme uz kopējā N uzkrājumu augsnē pirmo piecu veģetācijas sezonu laikā nav konstatēta. Līdzīgi kā organiskā C uzkrājuma gadījumā, 2011. gadā parauglaukumos, kur kokaugi stādīti 2,0 × 2,0 m attālumā, visos pētītajos augsnes slāņos konstatēts statistiski būtiski ($p < 0,049$) mazāks kopējā N uzkrājums salīdzinot ar parauglaukumiem, kur kokaugi stādīti 2,5 × 5,0 m attālumā.



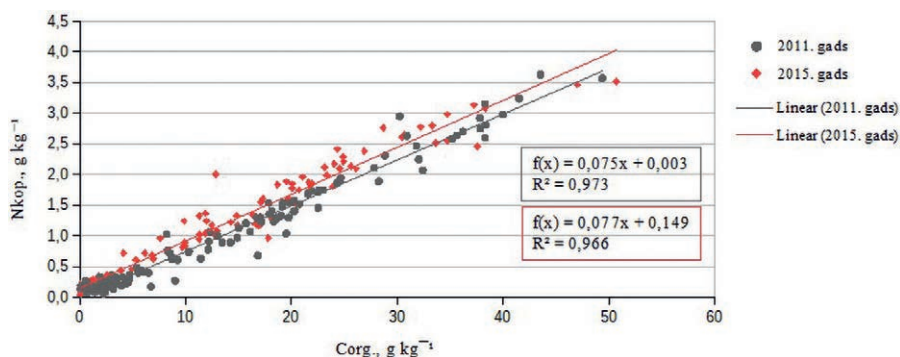
3.2. att. Kumulatīvais kopējā slāpekļa uzkrājums augsnē

Vidējais kopējā N uzkrājums augsnes virskārtā 0–20 cm dziļumā pirmo piecu gadu laikā kopš kokaugu stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemē nav mainījies ($0,50 \pm 0,03 \text{ kg m}^{-2}$), bet vidējais kopējā N uzkrājums augsnes slānī 0–80 cm dziļumā ir samazinājies no $1,2 \pm 0,1 \text{ kg m}^{-2}$ 2011. gadā uz $1,13 \pm 0,06 \text{ kg m}^{-2}$ 2015. gadā. Parauglaukumos, kur kokaugi stādīti 2,5 × 5,0 m attālumā, 2015. gadā 0–80 cm augsnes slānī konstatēts pat statistiski būtiski mazāks kumulatīvais kopējā N uzkrājums ($p = 0,039$), salīdzinot ar 2011. gadu.

3.1.5. C/N attiecība augsnē

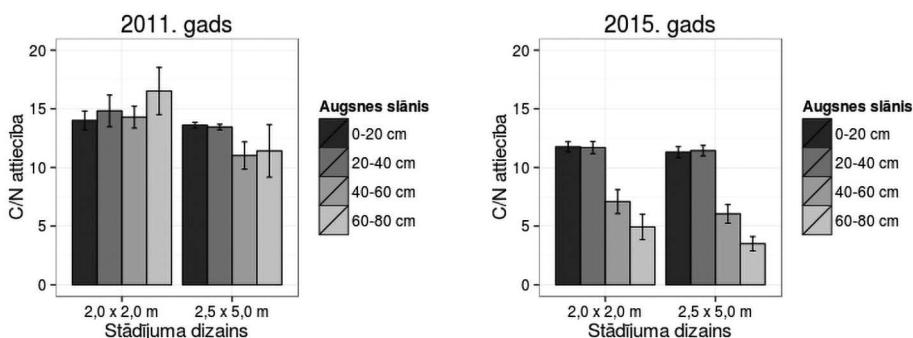
Pētījumā apstiprināts, ka kopējais N saturs augsnes slāņos pozitīvi korelē ar organiskā oglekļa saturu (3.3. att.), korelācijas koeficients r ir 0,986 2011. gadā un r ir 0,983 2015. gadā.

C/N attiecība augos vidēji ir 20–30, bet var sasniegt pat 100 (piemēram, salmos). Augsnes mikroorganismos C/N attiecība ir 5–10. Tā kā augsne satur augu materiālus, dažādu nobiru sadalīšanās starpproduktus un mikroorganismus, C/N attiecība augsnē ir robežās starp augstāko augu un mikroorganismu C/N attiecību, bet nobiru sadalīšanās laikā C/N attiecība pakāpeniski samazinās (Vanmechelen *et al.*, 1997). Ir pierādīts, ka C/N attiecība dažādu koku sugu nobirās un līdz ar to arī minerālaugsnē būtiski atšķiras (Cools *et al.*, 2014), piemēram, apšu hibrīdu nobirās ir būtiski lielāka C/N attiecības vērtība nekā, piemēram, kārkļu nobirās, bet mazāka nekā papeļu nobirās (Rytter, 2016). Zema C/N attiecība augsnē norāda uz auglīgu augsni un potenciāli netraucētu augu augšanu (Rytter, 2016).



3.3. att. Sakarība starp organiskā oglekļa saturu un kopējā slāpekļa saturu augsnē

Pētījuma ietvaros vidējā C/N attiecība izdalītajos augsnes slāņos 2011. gadā variē no $12,6 \pm 0,8$ (augšnes slānī 40–60 cm dziļumā) līdz $14,1 \pm 0,7$ (augšnes slānī 20–40 cm dziļumā), bet 2015. gadā vidējā C/N attiecība variē no $4,2 \pm 0,6$ (augšnes slānī 60–80 cm dziļumā) līdz $11,6 \pm 0,3$ (augšnes slānī 20–40 cm dziļumā). Zemes lietojuma maiņas (piemēram, kokaugu stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemēs) rezultātā tiek ietekmēti augsnes kvalitāti raksturojošie parametri, tai skaitā arī C/N attiecība augsnē (Rytter, 2016). Pētījuma ietvaros 2015. gadā konstatēta statistiski būtiski ($p < 0,05$) mazāka C/N attiecība visos izdalītajos augsnes slāņos salīdzinot ar C/N attiecību augsnē 2011. gadā (3.4. att.). C/N attiecība 0–20 cm augsnes slānī kokaugu stādījuma izveides rezultātā ir samazinājusies vidēji par $14 \pm 4\%$ jeb $2,3 \pm 0,7$ vienībām, savukārt dziļākajā izdalītajā augsnes slānī (60–80 cm) vidējā C/N attiecība ir samazinājusies pat par $64 \pm 10\%$ jeb 12 ± 2 vienībām. Arī pētījumos Zviedrijā konstatēta C/N attiecības augsnē samazināšanās ($-8,8\%$ 0–10 cm augsnes slānī un -12% 10–30 cm augsnes slānī) piecus gadus pēc lauksaimniecības zemes apmežošanas ar apšu hibrīdiem (Rytter, 2016). Savukārt pētījumos Vācijā noskaidrots, ka C/N attiecība minerālaugšnes virskārtā lauksaimniecības zemju apmežošanas ar ātraudzīgām koku sugām rezultātā nedaudz palielinās (Stetter & Makeschin, 1997), jo minerālaugsnē tiek inestas kokaugu nobiras ar augstu C/N attiecības vērtību, tiek pārtraukta lauksaimniecības zemes mēslošana ar N saturošu mēslojumu, kā arī notiek N uzkrājuma augsnē pārdale kokaugu biomasā un nobirās (Rosenqvist *et al.*, 2010).



3.4. att. C/N attiecība dažādos augsnes slāņos

3.1.6. Biopiejamais barības elementu saturs augsnē

Līdz šim boreālajā un hemiboreālajā reģionā ir veikti tikai nedaudz pētījumi, lai no-skaidrotu ātraudzīgo *Populus* spp. stādījumu ierīkošanas lauksaimniecības zemē ietekmi uz barības elementu apriti augsnē (Lutter *et al.*, 2016b). Barības elementu līdzsvarošana ir svarīga īsirtmeta ātraudzīgo koku sugu stādījumu ilgtspējīgai apsaimniekošanai, jo šādi stādījumi īsā laika posmā uzņem lielu barības elementu daudzumu un nereti ir nepieciešama atkārtota mēslošana, lai nodrošinātu kokaugu produktivitāti (Ericsson, 1994; Berthrong *et al.*, 2009; Liao *et al.*, 2012). *Populus* spp. ir zināmas ne tikai kā pēc barības vielām prasīgas koku sugas, bet arī kā sugas, kas īsā laikā spēj veidot lielu biomasas pieaugumu un akumulēt lielu barības elementu daudzumu stuburu koksni un mizā (Stark *et al.*, 2015). Tajā pašā laikā elementu aprīte, ko nodrošina *Populus* spp. lapu nobiras, var būt efektīva un barības elementu izskalošanās no lauksaimniecības zemes var netikt novērota (Meiresonne *et al.*, 2006). Atsevišķos gadījumos *Populus* spp. var uzlabot augsnes virskārtas (30 cm) kvalitāti meža zemēs pāris gadu desmitu laikā (Stark *et al.*, 2015). Līdz šim *Populus* spp. stādījumu ierīkošanas aramzemē ietekme uz barības elementu dinamiku augsnē galvenokārt ir pētīta dienvienu un mērenā klimatiskā reģiona centrālajā daļā (Jug *et al.*, 1999; Kahle *et al.*, 2010). Šo pētījumu rezultāti nav attiecināmi uz boreālo un hemiboreālo klimatisko reģionu (Lutter *et al.*, 2016b).

3.5. tabulā parādīts vidējais augiem uzņemamo barības elementu saturs augsnes virskārtā (0–40 cm dziļumā) pētījuma objektā. Kaut arī tiek uzskatīts, ka lauksaimniecības zemēm raksturīga homogēna augsnes virskārta (Lutter *et al.*, 2016b), pētījuma ietvaros konstatēta salīdzinoši liela barības elementu saturs augsnē dabiskā variācija,

3.5. tabula

Biopiejamais barības elementu saturs augsnes virskārtā (0–40 cm) pētījuma objektā

Gads	Stādījuma dizains: 2,0 × 2,0 m				Stādījuma dizains: 2,5 × 5,0 m			
	kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni	kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni
NO₃⁻-N, mg kg⁻¹								
2011	3,4 ± 0,4	6 ± 1**	3,5 ± 0,4	3,4 ± 0,5	3,3 ± 0,4	2,3 ± 0,2**	4,4 ± 0,6	3,5 ± 0,6
2013	2 ± 1	4 ± 1	4 ± 1	0,6 ± 0,6	5,5 ± 0,9*	9 ± 3	6 ± 2	9 ± 2*
NH₄⁺-N, mg kg⁻¹								
2011	6,1 ± 0,9	9 ± 2	5,8 ± 0,4	4,3 ± 0,4	11 ± 2	7,5 ± 0,4	9 ± 1	7,7 ± 0,6
2013	2,3 ± 0,8	6,2 ± 0,3**	5,2 ± 0,9**	2,8 ± 0,6	17 ± 14*	3,3 ± 0,5	3,2 ± 0,3*	17 ± 10
PO₄³⁻-P, mg kg⁻¹								
2011	94 ± 9	100 ± 12	88 ± 13	88 ± 8	115 ± 16	113 ± 14	150 ± 13	141 ± 14
2013	92 ± 11	67 ± 7*	80 ± 13	78 ± 10	122 ± 25	108 ± 12	114 ± 8*	144 ± 23
K, mg kg⁻¹								
2011	97 ± 17	152 ± 20**	87 ± 9	86 ± 9	62 ± 5	66 ± 5	81 ± 4**	92 ± 8**
2013	75 ± 8	113 ± 20	74 ± 6	78 ± 13	66 ± 8	73 ± 8	82 ± 17	107 ± 27
* Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) barības elementu saturs augsnē atšķirības, salīdzinot 2013. un 2011. gadu viena stādījuma dizaina un pamatmēslojuma veida ietvaros.								
** Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) barības elementu saturs augsnē atšķirības starp kontroles parauglaukumiem un parauglaukumiem, kur ienests pamatmēslojums, viena stādījuma dizaina un pētījuma gada ietvaros.								

piemēram, 2011. gadā ņemtajos augsnes paraugos kontroles parauglaukumos nitrātu saturs augsnes virskārtā (0–40 cm dziļumā) variē intervālā līdz 5,1 mg NO₃⁻-N kg⁻¹, amonija jonu saturs variē no 3,2 līdz 20,7 mg NH₄⁺-N kg⁻¹, fosfātu saturs variē no 46,3 līdz 190,8 mg PO₄³⁻-P kg⁻¹, bet K saturs — no 31,2 līdz 176,2 mg K kg⁻¹. Salīdzinoši lielās barības elementu satura augsnē dabiskās variācijas dēļ tikai atsevišķos parauglaukumos, kuros ienests pamatmēslojums, vērojams statistiski būtisks barības elementu satura augsnē palielinājums (3.5. tabula). Tāpat pirmo divu gadu laikā pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemē un pamatmēslojuma iestrādāšanas nav novērota būtiska barības elementu satura augsnē samazināšanās, izņemot atsevišķus parauglaukumus (3.5. tabula), bet tas nenorāda uz viennozīmīgu barības elementu satura samazinājuma tendenci augsnē. Tāpat, salīdzinot barības elementu saturu augsnē 2011. un 2013. gadā, atsevišķos parauglaukumos (gan kontroles, gan mēslotos) vērojams barības elementu satura augsnē palielinājums, bet arī tas nenorāda uz viennozīmīgu tendenci.

3.1.7. Smago metālu saturs augsnē

Augsnes dabiski satur virkni smago metālu, un daudzi no tiem ir nozīmīgi augu barības elementi (Frausto da Silva & Williams, 2001). Tomēr lielākā daļa smago metālu augsnē nonāk piesārņojuma veidā un ir toksiski (Smidt *et al.*, 2012). Viens no galvenajiem lauksaimniecības zemju piesārņojuma avotiem ir augsnes mēslošana (tajā skaitā ar notekūdeņu dūņām un koksnes pelniem). Līdz šim pavisam neredzams pētījums ir apskatīta kokaugu stādījumu lauksaimniecības zemēs, tajā skaitā agromežsaimniecības sistēmu, ietekme uz mikroelementu saturu augsnē (Lutter *et al.*, 2016b). Atbilstoši metālu izmantošanai tautsaimniecībā un to savienojumu bīstamībai sevišķa uzmanība jāpievērš šādiem smagajiem metāliem: As, Hg, Cd, Se, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Sn, Sb, Bi un Co (Nikodemus *et al.*, 2008). Latvijas Republikas Ministru kabineta 2005. gada 25. oktobra noteikumi Nr. 804 “Noteikumi par augsnes un grunts kvalitātes normatīviem” nosaka augsnes kvalitātes normatīvus, mērķlielumus (norāda maksimālo līmeni, kuru pārsniedzot, nevar nodrošināt ilgtspējīgu augsnes un grunts kvalitāti), piesardzības robežlielumus (norāda maksimālo piesārņojuma līmeni, kuru pārsniedzot, iespējama negatīva ietekme uz cilvēku veselību vai vidi) un kritiskos robežlielumus (norāda, ka, to sasniedzot vai pārsniedzot, augsnes un grunts funkcionālās īpašības ir nopietni traucētas vai piesārņojums tieši apdraud cilvēku veselību vai vidi) dažādu granulometriskā sastāva grupu minerālaugsnēs šādiem smagajiem metāliem: Cu, Pb, Zn, Ni, As, Cd, Cr, Hg (Ministru kabinets, 2005).

Pētījuma ietvaros analizēts vidējais Cu, Pb, Zn, Ni, As, Cd, Cr un Hg saturs augsnes virskārtā (0–20 cm dziļumā) un augsnes dziļākajos slāņos (20–80 cm dziļumā) atsevišķi (3.6. un 3.7. tabulas). Ņemot vērā lielo smago metālu satura augsnē dabisko variāciju pētījuma objektā, nav konstatētas statistiski būtiskas smago metālu satura augsnē atšķirības kontroles un mēslotajos parauglaukumos. Līdz ar to pamatmēslojuma (notekūdeņu dūņu — deva 10 t sausnas ha⁻¹, koksnes pelnu — deva 6 t sausnas ha⁻¹ un digestāta — deva 30 t ha⁻¹) ieneses rezultātā nav novērota būtiska augsnes kvalitātes pasliktināšanās smago metālu kontekstā, kaut gan Zn, Ni, As un Cd satura augsnē mērķlielumi, kurus pārsniedzot, nevar nodrošināt ilgtspējīgu augsnes kvalitāti, ir pārsniegti gan augsnes virskārtā, gan dziļākajos augsnes slāņos.

Vidējais smago metālu saturs (mg kg^{-1}) augsnes virskārtā (0–20 cm augsnes slānis) pētījuma objektā pēc pamatmēslojuma ienešanas

Elements	Granulometriskā sastāva grupa	Pamatmēslojuma veids			
		kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni
Cu	mālsmilts	5,6*	3,7 ± 0,2	5,0 ± 0,6	4,6 ± 0,7
	smilšmāls	5,2 ± 0,9	6,9*	3,3*	5,9 ± 0,9
	vidēji	5,3 ± 0,7	4,5 ± 0,9	4,6 ± 0,6	5,3 ± 0,6
Pb	mālsmilts	6,7*	8,1 ± 0,5	9,0 ± 0,9	9 ± 1
	smilšmāls	9,8 ± 0,7	11,1*	8,7*	10 ± 2
	vidēji	9,0 ± 0,9	8,8 ± 0,8	9,0 ± 0,6	9,1 ± 0,9
Zn	mālsmilts	22*	22 ± 2	28 ± 5	24,1 ± 0,7
	smilšmāls	46 ± 19	47*	16*	42 ± 21
	vidēji	40 ± 15	28 ± 6	25 ± 5	33 ± 10
Ni	mālsmilts	9,3*	5,6 ± 0,4	7 ± 1	8 ± 2
	smilšmāls	8 ± 1	9,5*	5,3*	8,5 ± 0,3
	vidēji	8 ± 1	7 ± 1	6,6 ± 0,8	8,3 ± 0,7
As	mālsmilts	3,3*	2,5 ± 0,2	3,2 ± 0,3	3,43 ± 0,02
	smilšmāls	3,4 ± 0,6	4,2*	3,1*	3,4 ± 0,2
	vidēji	3,4 ± 0,4	2,9 ± 0,5	3,2 ± 0,2	3,41 ± 0,09
Cd	mālsmilts	< NR	0,03 ± 0,02	0,07 ± 0,01	0,02 ± 0,02
	smilšmāls	0,12 ± 0,04	0,18*	< NR	0,09 ± 0,09
	vidēji	0,1 ± 0,4	0,07 ± 0,04	0,05 ± 0,02	0,06 ± 0,04
Cr	mālsmilts	5,9*	6,8 ± 0,5	7,1 ± 0,4	6,67 ± 0,03
	smilšmāls	9 ± 2	13,0*	6,4*	9 ± 2
	vidēji	9 ± 1	8 ± 2	6,9 ± 0,3	8 ± 1
Hg	mālsmilts	0,019*	0,033 ± 0,001	0,037 ± 0,002	0,027 ± 0,006
	smilšmāls	0,05 ± 0,01	0,073*	0,025*	0,05 ± 0,02
	vidēji	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,034 ± 0,003	0,04 ± 0,01

Vērtība pārsniedz Ministra kabineta 2005. gada 25. oktobra noteikumos Nr. 804 "Noteikumi par augsnes un grunts kvalitātes normatīviem" noteikto attiecīgā elementa mērķlielumu (A) augsnē attiecīgajā augsnes granulometriskā sastāva grupā, bet nepārsniedz robežlielumus (B un C).

* Attiecīgajai granulometriskā sastāva grupai pamatmēslojuma veida ietvaros atbilst tikai viens augsnes paraugs.

Vidējais smago metālu saturs (mg kg^{-1}) augsnes slānī 20–80 cm dziļumā pētījuma objektā pēc pamatmēslojuma ienešanas

Elements	Granulometriskā sastāva grupa	Pamatmēslojuma veids			
		kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni
Cu	mālsmilts	6 ± 1	6 ± 1	6,2 ± 0,8	6 ± 1
	smilšmāls	8,1 ± 0,4	4,4 ± 0,8	6 ± 2	8 ± 1
	vidēji	6,8 ± 0,8	5,6 ± 0,7	6,1 ± 0,7	7,1 ± 0,8

3.7. tabulas turpinājums

Elements	Granulometriskā sastāva grupa	Pamatmēslojuma veids			
		kontrolē	digestāts	dūņas	koksnes pelni
Pb	mālsmilts	7 ± 1	6,9 ± 0,5	6,6 ± 0,5	6,2 ± 0,5
	smilšmāls	10 ± 1	8,2 ± 0,9	6,3 ± 0,3	7,2 ± 0,7
	vidēji	8,0 ± 0,9	7,3 ± 0,5	6,6 ± 0,4	6,8 ± 0,5
Zn	mālsmilts	37 ± 16	25 ± 1	24 ± 3	23 ± 1
	smilšmāls	69 ± 25	29 ± 5	21 ± 4	30 ± 5
	vidēji	48 ± 13	26 ± 2	23 ± 2	27 ± 3
Ni	mālsmilts	10 ± 2	10 ± 1	10 ± 1	10 ± 1
	smilšmāls	13 ± 1	7 ± 1	11 ± 3	11 ± 1
	vidēji	11 ± 1	9,0 ± 0,9	10 ± 1	10,7 ± 0,8
As	mālsmilts	3,5 ± 0,4	3,4 ± 0,3	3,6 ± 0,3	3,5 ± 0,2
	smilšmāls	4,7 ± 0,1	3,0 ± 0,4	3,5 ± 0,6	3,9 ± 0,2
	vidēji	3,9 ± 0,3	3,3 ± 0,2	3,6 ± 0,3	3,7 ± 0,1
Cd	mālsmilts	0,05 ± 0,04	0,012 ± 0,008	0,012 ± 0,008	< NR
	smilšmāls	0,12 ± 0,07	0,05 ± 0,04	< NR	0,03 ± 0,03
	vidēji	0,07 ± 0,04	0,02 ± 0,01	0,009 ± 0,006	0,01 ± 0,01
Cr	mālsmilts	8 ± 2	6,7 ± 0,5	6,6 ± 0,5	6,9 ± 0,8
	smilšmāls	11 ± 2	9 ± 2	6,4 ± 0,4	7,9 ± 0,7
	vidēji	9 ± 1	7,4 ± 0,6	6,6 ± 0,4	7,5 ± 0,5
Hg	mālsmilts	0,03 ± 0,01	0,022 ± 0,004	0,021 ± 0,002	0,018 ± 0,003
	smilšmāls	0,05 ± 0,02	0,04 ± 0,01	0,019 ± 0,002	0,024 ± 0,006
	vidēji	0,035 ± 0,009	0,028 ± 0,005	0,021 ± 0,002	0,021 ± 0,004

Vērtība pāršniedz Ministra kabineta 2005. gada 25. oktobra noteikumos Nr. 804 "Noteikumi par augsnes un grunts kvalitātes normatīviem" noteikto attiecīgā elementa mērķlielumu (A) augsnē attiecīgajā augsnes granulometriskā sastāva grupā, bet nepāršniedz robežlielumus (B un C).

Daļa smago metālu augsnē tiek adsorbēti uz māla minerāliem un organiskās matērijas (Smidt *et al.*, 2012). To viennozīmīgi apstiprina arī šī pētījuma rezultāti, Pīrsona korelācijas koeficienti, kas raksturo sakarības ciešumu starp smago metālu saturu un māla un organiskā C saturu augsnē, apkopoti 3.8. tabulā.

3.8. tabula

Lineāru sakarību starp smago metālu saturu un māla daļiņu īpatsvaru vai organiskā C saturu augsnē raksturojums (korelācijas koeficienti, r)

Korelācijas koeficienti (r)	Fe saturs	Cu saturs	Pb saturs	Zn saturs	Ni saturs	As saturs	Cd saturs	Cr saturs	Hg saturs
Māla daļiņu īpatsvars	0,63	0,54	0,09	0,15	0,62	0,55	0,01	0,30	-0,01
Organiskā C saturs	-0,11	-0,15	0,87	0,77	-0,25	0,10	0,92	0,71	0,95

*0,5 ≤ |r| ≤ 0,8 — vidēji cieša lineāra sakarība.
r| > 0,8 — cieša lineāra sakarība.*

3.2. Augsnes ūdens ķīmiskais sastāvs

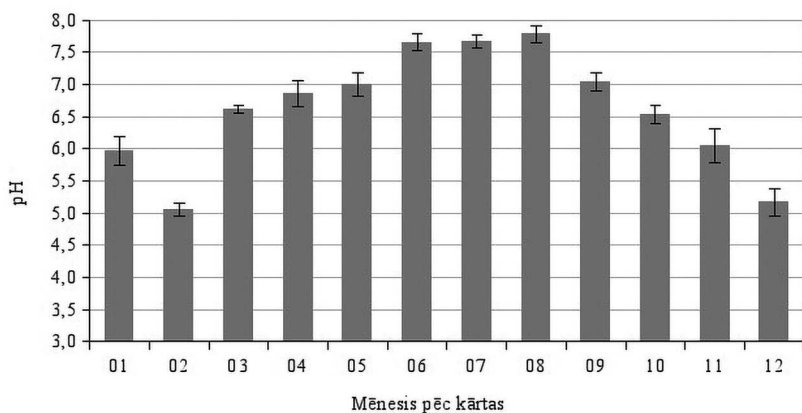
Pētījuma ietvaros tika izvērtētas augsnes ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņas pēc dažāda veida pamatmēslējuma ienešanas lauksaimniecības zemē un apšu hibrīda kokaugu stādījuma ierīkošanas.

Barības elementu izskalošanās samazinājums ir būtisks ekosistēmu pakalpojums, kas salīdzinoši viegli var tikt ietekmēts ar apsaimniekošanas lēmumiem nelielās platībās (Tully *et al.*, 2012). Agromežsaimniecības prakse ir pārbaudīts zemes apsaimniekošanas veids (stratēģija) ūdens kvalitātes uzlabošanai (Jose, 2009), turklāt agromežsaimniecības sistēmas tiek uzskatītas par izklīdētā piesārņojuma samazināšanas līdzekli lauksaimniecības zemēs (Udawatta *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2003; Anderson *et al.*, 2008; Jose, 2009). Līdz ar virsmas noteces ūdens plūsmas ātruma samazināšanu, kas veicina infiltrāciju, sedimentu nogulsnešanos un barības vielu aizturi, agromežsaimniecības sistēmas uzlabo noteces ūdens kvalitāti. Tāpat agromežsaimniecības sistēmās barības elementi tiek intensīvi uzņemti ar koku saknēm, un līdz ar to samazinās barības elementu ieskalošanās gruntsūdeņos (Lee *et al.*, 2003; Allen *et al.*, 2004; Nair & Graetz, 2004; Jose, 2009). Līdz ar barības elementu atgriešanu elementu aprites sistēmā caur koku saknēm un nobīrām palielinās sistēmas barības elementu izmantošanas efektivitāte (Allen *et al.*, 2004; Jose, 2009). Kokiem ir garāka veģetācijas sezona nekā lielākajai daļai lauksaimniecības kultūru, kas palielina barības elementu izmantošanu un izmantošanas efektivitāti agromežsaimniecības sistēmās pirms un pēc lauksaimniecības kultūru veģetācijas sezonas sākuma un beigām (Jose, 2009). Kopumā līdzšinējie pētījumi liecina, ka agromežsaimniecības sistēmām ir nozīmīga loma ūdens kvalitātes jautājumu risināšanā teritorijās, kur intensīvi veiktas lauksaimniecības aktivitātes (Jose, 2009). Dimitriou *et al.* (2009) ir uzsvēris, ka gruntsūdens kvalitāte tiek būtiski uzlabota apšu hibrīdu stādījumos, salīdzinot ar viengadīgām lauksaimniecības kultūrām, bet, savukārt, ātraudzīgo koku sugu stādījumi lielās platībās patērē lielu daudzumu gruntsūdens un var negatīvi ietekmēt reģiona hidroloģiju kopumā (Busch, 2009).

3.2.1. Augsnes ūdens pH un elektrovadītspēja

Ūdenim sūcoties cauri augsnei, tā ķīmiskais sastāvs mainās iežu dēdēšanas, jonu apmaiņas, mineralizācijas un imobilizācijas procesā. Viens no galvenajiem augsnes ūdens parametriem ir augsnes ūdens skābums, kura izmaiņas var nozīmīgi ietekmēt barības elementu apriti kokaugu ekosistēmās (Tērauda, 2008).

Vidējais pH atmosfēras nokrišņu ūdeņos un augsnes ūdeņos 30 cm un 60 cm dziļumā pētījuma objektā parādīts 3.9. tabulā. Atmosfēras nokrišņu pH pētījuma periodā variē salīdzinoši plašā diapazonā no $4,09 \pm 0,05$ 2012. gada novembrī līdz $8,47 \pm 0,05$ 2014. gada jūlijā. Pētījuma periodā vērojama tendence gada vidējam atmosfēras nokrišņu pH palielināties, 2014. un 2015. gadā konstatēts statistiski būtiski (attiecīgi, $p = 0,009$ un $p = 0,003$) lielāks gada vidējais atmosfēras nokrišņu pH salīdzinot ar 2012. gadu, tāpat vērojama sezonālā ietekme uz atmosfēras nokrišņu pH — pH samazinās ziemas mēnešos, bet palielinās vasaras mēnešos (3.5. att.).



3.5. att. Mēneša vidējais pH atmosfēras nokrišņos pētījuma objektā laika periodā no 2012. līdz 2015. gadam

Salīdzinot augsnes ūdens pH 30 cm un 60 cm dziļumā viena pētījuma gada un pamatmēslējuma veida ietvaros, nav konstatēta būtiska augsnes ūdens pH atšķirība. Tāpat nav konstatēta būtiska augsnes ūdens pH atšķirība starp kontroles parauglaukumiem un parauglaukumiem, kur ienests pamatmēslējums. Toties laika periodā no 2012. gada līdz 2015. gadam konstatēts mazāks vidējais augsnes ūdens pH, salīdzinot ar augsnes ūdens vidējo pH 2011. gadā. Parauglaukumos, kur ienests pelnu un notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslējums, novērots statistiski būtisks augsnes ūdens pH vērtības samazinājums, salīdzinot ar augsnes ūdens pH 2011. gadā (3.9. tabula).

3.9. tabula

Vidējais nokrišņu un augsnes ūdens pH

Gads	Nokrišņu ūdens	Augsnes ūdens 30 cm dziļumā				Augsnes ūdens 60 cm dziļumā			
		kontrole	pelni	digestāts	dūņas	kontrole	pelni	digestāts	dūņas
2011	–	8,4 ± 0,1 n = 2	8,37 ± 0,08 n = 3	8,3 ± 0,1 n = 3	8,25 ± 0,07 n = 3	8,39 ± 0,06 n = 4	8,32 ± 0,06 n = 9	8,40 ± 0,08 n = 4	8,38 ± 0,05 n = 9
2012	6,0 ± 0,2 n = 70	7,77 ± 0,08 n = 6	7,99 ± 0,09* n = 6	7,81 ± 0,08 n = 7	7,9 ± 0,1* n = 8	7,67 ± 0,09 n = 7	7,81 ± 0,06* n = 15	7,74 ± 0,06 n = 11	7,86 ± 0,05* n = 13
2013	6,6 ± 0,2 n = 54	7,6 ± 0,3 n = 4	7,8 ± 0,2* n = 5	7,7 ± 0,2 n = 4	7,5 ± 0,1* n = 4	7,5 ± 0,2 n = 4	7,7 ± 0,1* n = 11	7,7 ± 0,2 n = 6	7,6 ± 0,1* n = 9
2014	7,0 ± 0,1* n = 71	8,0 ± 0,2 n = 6	7,80 ± 0,09* n = 7	7,9 ± 0,2 n = 7	7,6 ± 0,2* n = 7	7,8 ± 0,2 n = 8	7,7 ± 0,1* n = 16	7,7 ± 0,2 n = 11	7,8 ± 0,1* n = 12
2015	7,1 ± 0,1* n = 58	7,7 ± 0,1 n = 11	7,9 ± 0,1* n = 9	8,0 ± 0,1 n = 10	7,7 ± 0,1 n = 11	7,5 ± 0,1 n = 14	7,82 ± 0,09* n = 20	7,7 ± 0,2 n = 11	7,86 ± 0,09 n = 18

* Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) ūdens pH atšķirības salīdzinot ar 2011. gadu (vai ar 2012. gadu, ja salīdzina atmosfēras nokrišņu ūdeņu pH) viena pamatmēslējuma veida ietvaros.
n – paraugu skaits.

Augsnes ūdens elektrovadītspēja raksturo ūdeni izšķīdušo sāļu daudzumu. Gada vidējā atmosfēras nokrišņu un augsnes ūdeņu elektrovadītspēja pētījuma objektā parādīta 3.10. tabulā. Atmosfēras nokrišņu elektrovadītspēja pētījuma periodā variē salīdzinoši plašā diapazonā no $5,8 \pm 0,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ 2014. gada septembrī līdz $111 \pm 17 \mu\text{S cm}^{-1}$ 2013. gada aprīlī, un nav novērota statistiski būtiska atmosfēras nokrišņu elektrovadītspējas atšķirība starp pētījuma gadiem.

Atmosfēras nokrišņu ūdeņiem skalojoties cauri veģetācijas stāviem un augsnes slāņiem, ūdens elektrovadītspēja ievērojami palielinās (3.10. tabula). Salīdzinot gada vidējo augsnes ūdens elektrovadītspēju, visos parauglaukumos 60 cm dziļumā konstatēta lielāka ūdens elektrovadītspēja nekā 30 cm dziļumā, atsevišķos parauglaukumos konstatēta statistiski būtiska atšķirība. Savukārt, salīdzinot gada vidējo augsnes ūdens elektrovadītspēju kontroles parauglaukumos un parauglaukumos, kur ienests pamatmēslojums, 30 cm un 60 cm dziļumā atsevišķi, konstatēts, ka augsnes ūdens elektrovadītspēja pētījuma periodā ir būtiski lielāka parauglaukumos, kuros ienests pelnu un notekūdeņu dūņu pamatmēslojums (3.10. tabula).

3.10. tabula

Vidējā nokrišņu un augsnes ūdens elektrovadītspēja ($\mu\text{S cm}^{-1}$)

Gads	Nokrišņu ūdens	Augsnes ūdens 30 cm dziļumā				Augsnes ūdens 60 cm dziļumā			
		kontrole	pelni	digestāts	dūņas	kontrole	pelni	digestāts	dūņas
2011	–	513 ± 139 n = 2	580 ± 72 n = 3	487 ± 66* n = 3	541 ± 99 n = 3	1051 ± 201 n = 4	726 ± 64 n = 9	711 ± 30* n = 4	740 ± 48 n = 9
2012	19 ± 2 n = 70	230 ± 31 n = 6	365 ± 43** n = 6	256 ± 56 n = 7	322 ± 38* n = 8	323 ± 49 n = 7	438 ± 36 n = 15	362 ± 62 n = 11	465 ± 43* n = 13
2013	25 ± 5 n = 54	129 ± 24 n = 4	223 ± 24** n = 5	124 ± 46 n = 4	194 ± 34 n = 4	168 ± 46 n = 4	323 ± 32** n = 11	222 ± 56 n = 6	245 ± 40 n = 9
2014	7 ± 3 n = 71	191 ± 38 n = 6	340 ± 44** n = 7	196 ± 70 n = 7	215 ± 45* n = 7	249 ± 34 n = 8	420 ± 29** n = 16	264 ± 55 n = 11	450 ± 29*/** n = 12
2015	27 ± 2 n = 54	127 ± 17* n = 11	278 ± 35** n = 9	205 ± 60 n = 10	154 ± 33* n = 11	199 ± 20* n = 14	364 ± 27** n = 20	253 ± 61 n = 11	420 ± 31*/** n = 18
* Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) augsnes ūdens elektrovadītspējas atšķirības starp 30 cm un 60 cm dziļumu viena pamatmēslojuma veida un pētījuma gada ietvaros.									
** Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) augsnes ūdens elektrovadītspējas atšķirības starp kontroles parauglaukumiem un parauglaukumiem, kur ienests pamatmēslojums, viena augsnes dziļuma un pētījuma gada ietvaros.									
n – paraugu skaits.									

3.2.2. Barības elementu saturs augsnes ūdenī

Barības elementu satura izmaiņas augsnes ūdeņos un iznesi no ekosistēmas veicina gan mēslojuma ienešana augsnē, gan atmosfēras nokrišņi (Povilaitis *et al.*, 2014). 3.11. tabulā ir atspoguļots vidējais barības elementu (NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P un K) saturs

atmosfēras nokrišņos laika posmā no 2012. līdz 2015. gadam. Būtiskas vidējā barības elementu satura atmosfēras nokrišņos atšķirības starp pētījuma gadiem nav konstatētas ($p > 0,05$). Vidējā NO_3^- -N ienese ekosistēmā ar atmosfēras nokrišņiem laika posmā no 2012. līdz 2015. gadam ir $3,6 \text{ kg ha}^{-1}$ gadā, vidējā atmosfēras PO_4^{3-} -P ienese — $0,3 \text{ kg ha}^{-1}$ gadā un vidējā K ienese — $2,4 \text{ kg ha}^{-1}$ gadā. Kopš 2013. gada NO_3^- -N ienese ekosistēmā ar atmosfēras nokrišņiem pārsniedz NO_3^- -N izskalošanos no ekosistēmas (3.14. att.), neskatoties uz slāpekli saturošo pamatmēslojumu iestrādi. Tāpat gada laikā ar atmosfēras nokrišņiem ienestais PO_4^{3-} -P apjoms pārsniedz izskaloto PO_4^{3-} -P apjomu (3.16. att.), izņemot parauglaukumus, kur ienests notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslojums. Tas norāda uz intensīvu NO_3^- -N un PO_4^{3-} -P uzņemšanu ar augu sākņem un apriti ekosistēmā kopumā.

3.11. tabula

Vidējais barības elementu saturs nokrišņu ūdenī un kopējā barības elementu ienese ekosistēmā

Elements	Mērvienība	2012. gads	2013. gads	2014. gads	2015. gads
NO_3^- -N	mg L^{-1}	$0,59 \pm 0,07$	$0,57 \pm 0,09$	$0,44 \pm 0,06$	$0,54 \pm 0,07$
	kg ha^{-1}	4,4	3,7	2,8	3,4
PO_4^{3-} -P	mg L^{-1}	$0,05 \pm 0,03$	$0,06 \pm 0,03$	$0,04 \pm 0,02$	$0,03 \pm 0,01$
	kg ha^{-1}	0,3	0,4	0,2	0,2
K	mg L^{-1}	$0,27 \pm 0,08$	$0,47 \pm 0,12$	$0,22 \pm 0,05$	$0,50 \pm 0,11$
	kg ha^{-1}	2,1	2,5	1,5	3,4

Lauksaimniecība tiek uzskatīta par vienu no galvenajiem cēloņiem palielinātam barības elementu saturam virszemes ūdeņos Ziemeļu un Baltijas valstīs. Ne tikai hidrometeoroloģiskie apstākļi, bet arī barības elementu koncentrācija ūdenstecēs lauksaimniecības zemēs variē atkarībā no izmantotā mēslojuma veida un daudzuma, lauksaimniecības prakses (piemēram, aršanas veida), kultūraugu un zemes izmantošanas veida (Pengerud *et al.*, 2015). Barības elementu izskalošanās mazināšana ir viens no ekosistēmu pakalpojumiem, ko nodrošina agromežsaimniecības sistēmas (Tully *et al.*, 2012).

3.12. un 3.13. tabulās ir parādīts vidējais barības elementu saturs augsnes ūdenī 30 cm un 60 cm dziļumā pētījuma periodā (2011.–2015. gads) apšu hibrīdu stādījumā lauksaimniecības zemē. Augsnes ūdens analīžu rezultāti liecina par būtiskām barības elementu koncentrācijas atšķirībām augsnes ūdenī pētījuma perioda sākumā un beigās, kā arī starp parauglaukumiem, kuros ienests atšķirīgs pamatmēslojums.

ES dalībvalstīs kopēji ūdens kvalitātes standarti, nosakot kvalitātes dalījumu klasēs pēc biogēno elementu koncentrācijām (Lagzdīņš *et al.*, 2008), nav izstrādāti, taču ES Nitrātu direktīva un atbilstošie Latvijas Republikas normatīvie akti nosaka robežlielumus nitrātu saturam — tā vērtības ūdeņos nedrīkst pārsniegt $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ ($11,3 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$). Minētā nitrātu satura robežvērtība Baltijas valstīs nereti tiek pārsniegta nelielos ūdens sateces baseinos un drenāžas noteces ūdeņos intensīvas lauksaimniecības apvidos (Jansons *et al.*, 2011). Pētījuma objektā parauglaukumos, kur ienests pamatmēslojums, minētā nitrātu satura robežvērtība tika pārsniegta tikai 2011. gadā augsnes ūdenī gan 30 cm, gan 60 cm dziļumā, sasniedzot maksimumu $29,8 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$ (parauglaukumā, kur iestrādāts digestāta pamatmēslojums).

Izvērtējot NO_3^- -N saturu augsnes ūdenī 30 cm dziļumā, visos parauglaukumos konstatēta tendence laika gaitā pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemē NO_3^- -N saturam augsnes ūdenī samazināties, sasniedzot būtisku līmeni. Vidējais NO_3^- -N saturs augsnes ūdenī 30 cm dziļumā 2011. gadā ir 9 ± 2 mg NO_3^- -N L^{-1} , bet 2015. gadā vidējais NO_3^- -N saturs augsnes ūdenī 30 cm dziļumā ir būtiski samazinājies līdz $0,10 \pm 0,02$ mg NO_3^- -N L^{-1} . Kaut arī parauglaukumos, kur ienests ar N bagāts pamatmēslojums (notekūdeņu attīrīšanas dūņas un digestāts), 2011. gadā augsnes ūdenī 30 cm dziļumā ir lielāks vidējais nitrātu saturs, salīdzinot ar kontroles parauglaukumiem, būtiskas atšķirības netika konstatētas (3.12. tabula).

Izvērtējot PO_4^{3-} -P saturu augsnes ūdenī parauglaukumos, kur ienests atšķirīgs pamatmēslojums, atsevišķi 30 cm dziļumā, nav konstatētas būtiskas PO_4^{3-} -P satura izmaiņas laika gaitā pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemē. Savukārt vērojama būtiska pamatmēslojuma, īpaši notekūdeņu attīrīšanas dūņu, ietekme uz PO_4^{3-} -P saturu augsnes ūdenī 30 cm dziļumā. Salīdzinot ar kontroles parauglaukumiem, parauglaukumos, kur ienests notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslojums, visā pētījumu periodā augsnes ūdenī 30 cm dziļumā vērojams lielāks PO_4^{3-} -P saturs, kaut gan būtiskas atšķirības lielās variācijas dēļ konstatētas tikai 2013. un 2015. gadā (3.12. tabula).

3.12. tabula

Vidējais barības elementu saturs augsnes ūdenī 30 cm dziļumā

Gads	Pamatmēslojuma veids			
	kontrole	pelni	digestāts	dūņas
NO_3^--N, mg L^{-1} (MDL*** = 0,006 mg L^{-1})				
2011	7 ± 2	7 ± 4	11 ± 6	9 ± 5
2012	2,0 ± 0,7	1,2 ± 0,6	0,6 ± 0,2*	1,6 ± 0,6
2013	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,1*	0,7 ± 0,4
2014	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,1*	0,4 ± 0,2*	0,4 ± 0,1
2015	0,2 ± 0,1*	0,1 ± 0,1*	0,1 ± 0,1*	0,1 ± 0,1*
PO_4^{3-}-P, mg L^{-1} (MDL*** = 0,002 mg L^{-1})				
2011	0,005 ± 0,005	0,14 ± 0,09	0,03 ± 0,01	0,14 ± 0,09
2012	0,020 ± 0,007	0,04 ± 0,02	0,016 ± 0,006	0,10 ± 0,05
2013	0,008 ± 0,005	0,04 ± 0,02	0,005 ± 0,005	0,10 ± 0,06**
2014	0,05 ± 0,03	0,10 ± 0,03	0,02 ± 0,01	0,17 ± 0,06
2015	0,022 ± 0,003	0,10 ± 0,02**	0,011 ± 0,003**	0,18 ± 0,07**
K, mg L^{-1} (MDL*** = 0,12 mg L^{-1})				
2011	3 ± 1	9 ± 3	9 ± 2	6 ± 2
2012	3,3 ± 0,7	4,6 ± 0,3	4,5 ± 0,8	2,8 ± 0,3
2013	3 ± 1	3,9 ± 0,5	3,8 ± 0,9	2,9 ± 0,5
2014	2,0 ± 0,6	2,6 ± 0,7*	3,4 ± 0,4*	2,7 ± 0,3
2015	2,0 ± 0,3	3,2 ± 0,3**	2,9 ± 0,3*	2,1 ± 0,2*
* Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) barības elementu satura atšķirības, salīdzinot ar 2011. gadu viena pamatmēslojuma veida ietvaros.				
** Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) barības elementu satura atšķirības starp kontroles parauglaukumiem un parauglaukumiem, kur ienests pamatmēslojums, viena pētījuma gada ietvaros.				
*** MDL — metodes detektēšanas robeža.				

Līdzīgi kā NO_3^- -N gadījumā, arī izvērtējot K saturu augsnes ūdenī 30 cm dziļumā, visos parauglaukumos konstatēta tendence laika gaitā pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemē K saturam augsnes ūdenī samazināties, sasniedzot būtisku līmeni. Salīdzinot ar kontroles parauglaukumiem, parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu un digestāta pamatmēslojums, visā pētījumu periodā augsnes ūdenī 30 cm dziļumā vērojams lielāks K saturs, kaut gan būtiskas atšķirības lielās variācijas dēļ konstatētas tikai 2015. gadā parauglaukumā, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums (3.12. tabula).

Visos parauglaukumos lielākais NO_3^- -N saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā konstatēts 2011. gadā. Tāpat visos parauglaukumos konstatēta būtiska nitrātu satura samazināšanās (no vidēji $11 \pm 2 \text{ mg L}^{-1}$ 2011. gadā līdz vidēji $0,08 \pm 0,02 \text{ mg L}^{-1}$ 2015. gadā). Nitrātu satura augsnes ūdenī 60 cm dziļumā samazināšanās laika gaitā pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas un pamatmēslojuma iestrādes atbilst logaritmiskai

3.13. tabula

Vidējais barības elementu saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā

Gads	Pamatmēslojuma veids			
	kontrole	pelni	digestāts	dūņas
NO_3^--N, mg L^{-1}				
2011	16 ± 2	11 ± 2	11 ± 5	8 ± 4
2012	$0,7 \pm 0,2^*$	$0,6 \pm 0,2^*$	$0,6 \pm 0,1^*$	$0,9 \pm 0,3^*$
2013	$0,4 \pm 0,1^*$	$0,6 \pm 0,1^*$	$0,3 \pm 0,1^*$	$0,6 \pm 0,1^{**}$
2014	$0,7 \pm 0,3^*$	$0,3 \pm 0,1^*$	$0,1 \pm 0,1^{**}$	$0,3 \pm 0,1^*$
2015	$0,2 \pm 0,1^*$	$0,1 \pm 0,1^{**}$	$0,1 \pm 0,1^*$	$0,1 \pm 0,1^{**}$
PO_4^{3-}-P, mg L^{-1}				
2011	$0,03 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,02$	$0,04 \pm 0,03$	$0,07 \pm 0,02$
2012	$0,041 \pm 0,006$	$0,026 \pm 0,006$	$0,035 \pm 0,005$	$0,068 \pm 0,008^{**}$
2013	$0,038 \pm 0,006$	$0,07 \pm 0,01^{**}$	$0,04 \pm 0,02$	$0,10 \pm 0,01^{**}$
2014	$0,051 \pm 0,002^*$	$0,033 \pm 0,004^{**}$	$0,007 \pm 0,001^{**}$	$0,14 \pm 0,01^{**}$
2015	$0,014 \pm 0,001$	$0,036 \pm 0,002^{**}$	$0,004 \pm 0,001^{**}$	$0,143 \pm 0,009^{**}$
K, mg L^{-1}				
2011	$3,4 \pm 2,1$	$8,8 \pm 0,4^{**}$	$3,6 \pm 0,7$	$4,1 \pm 1,5$
2012	$2,0 \pm 0,1$	$6,0 \pm 0,5^{**}$	$2,0 \pm 0,1^*$	$1,7 \pm 0,1^{**}$
2013	$2,1 \pm 0,3$	$5,1 \pm 0,1^{**}$	$3,5 \pm 0,2^{**}$	$2,2 \pm 0,1^*$
2014	$2,0 \pm 0,1$	$5,3 \pm 0,3^{**}$	$2,6 \pm 0,2^{**}$	$1,9 \pm 0,2^*$
2015	$1,6 \pm 0,1$	$5,1 \pm 0,5^{**}$	$1,8 \pm 0,1^*$	$2,6 \pm 0,3^{**}$
* Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) barības elementu satura atšķirības, salīdzinot ar 2011. gadu viena pamatmēslojuma veida ietvaros.				
** Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) barības elementu satura atšķirības starp kontroles parauglaukumiem un parauglaukumiem, kur ienests pamatmēslojums, viena pētījuma gada ietvaros.				

regresijai. Regresijas vienādojuma koeficienti variē atkarībā no pamatmēslojuma veida, bet visos parauglaukumos logaritmiskas regresijas determinācijas koeficients R^2 ir $> 0,81$. Logaritmiskās regresijas modelis, kas apraksta nitrātu satura izmaiņas augsnes ūdenī laika gaitā pēc pamatmēslojuma iestrādes un apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas, ir būtisks ($p < 0,001$) un vienādojuma atlikums atbilst normālajam sadalījumam.

Salīdzinot ar kontroles parauglaukumiem, parauglaukumos, kur iestrādāts notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslojums, 2014. un 2015. gadā augsnes ūdenī 60 cm dziļumā vērojams būtiski lielāks $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ saturs (3.13. tabula). Tāpat augsnes ūdenī 60 cm dziļumā 2014. un 2015. gadā parauglaukumos, kur ienests notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslojums, konstatēts būtiski lielāks $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ saturs, salīdzinot ar 2011. gadu, kas norāda uz pakāpenisku mēslojuma organiskās matērijas sadalīšanos. Šāda tendence tika novērota arī augsnes ūdenī 30 cm dziļumā.

Pētījuma periodā no 2011. līdz 2015. gadam lielākais vidējais K saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā konstatēts parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums, norādot uz būtisku mēslojuma ietekmi uz K koncentrāciju augsnes ūdenī. Vislielākais K saturs augsnes ūdenī 60 cm dziļumā ($21,4 \text{ mg L}^{-1}$) pētījumu periodā tika konstatēts 2012. gada vasaras sākumā parauglaukumā, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums.

3.2.3. Kopējā slāpekļa un oglekļa saturs augsnes ūdenī

3.14. tabulā ir parādīts kopējais N un kopējais C saturs augsnes ūdenī pētījuma objektā laika posmā no 2012. gada līdz 2015. gadam. Izvērtējot kopējā N saturu augsnes ūdenī 30 cm un 60 cm dziļumā, visos parauglaukumos konstatēta tendence laika gaitā pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemē kopējam N saturam augsnes ūdenī samazināties, sasniedzot būtisku līmeni. Maksimālais kopējā N saturs augsnes ūdenī ($11,9 \text{ mg L}^{-1}$) konstatēts 2012. gada pavasarī 60 cm dziļumā parauglaukumā, kur ienests notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslojums. Pēkšņš kopējā slāpekļa koncentrācijas paaugstinājums parasti tiek saistīts ar lietusgāzēm, šī fenomena skaidrojumam lieto terminu "skalošanas efekts" (Lagzdīņš *et al.*, 2008). Salīdzinot ar kontroles parauglaukumiem, parauglaukumos, kur ienests N saturošs pamatmēslojums, nav novērots statistiski būtiski lielāks kopējā N saturs augsnes ūdenī. Izvērtējot augsnes ūdens kvalitāti pētījuma objektā atbilstoši Latvijas Lauksaimniecības Universitātes izstrādātajiem ieteikumiem ūdeņu kvalitātes dalījumam drenu sistēmās atkarībā no kopējā N satura (Lagzdīņš *et al.*, 2008), augsnes ūdens kvalitāte pētījuma objektā tiek vērtēta kā augsta, jo vidējais kopējā N saturs ir $< 4,5 \text{ mg N L}^{-1}$.

Nokrišņu ūdeņiem skalojoties cauri augsnes slāņiem, tie bagātinās ar C saturošām vielām — visos parauglaukumos augsnes ūdenī 60 cm dziļumā konstatēts lielāks kopējā C saturs nekā augsnes ūdenī 30 cm dziļumā (3.14. tabula). Tāpat vērojama tendence, ka parauglaukumos, kur ienests pamatmēslojums, augsnes ūdenī gan 30 cm, gan 60 cm dziļumā ir lielāks kopējā C saturs, salīdzinot ar kontroles parauglaukumiem. Atsevišķos parauglaukumos konstatētas būtiskas atšķirības (3.14. tabula).

Vidējais kopējā slāpekļa (mg L^{-1}) un kopējā oglekļa (mg L^{-1}) saturs augsnes ūdenī 30 cm un 60 cm dziļumā pētījuma objektā

Gads	30 cm dziļumā				60 cm dziļumā			
	kontrolē	pelni	digestāts	dūņas	kontrolē	pelni	digestāts	dūņas
$N_{\text{kop.}}$, mg L^{-1}								
2012	2,4 ± 0,6	1,7 ± 0,5	1,4 ± 0,2	2,2 ± 0,5	1,1 ± 0,2	1,3 ± 0,1	1,2 ± 0,2	2,1 ± 0,8
2013	1,1 ± 0,2	1,0 ± 0,1	1,3 ± 0,2	1,7 ± 0,3	1,23 ± 0,08	1,7 ± 0,6	1,1 ± 0,2	1,3 ± 0,2
2014	1,0 ± 0,2	0,88 ± 0,06	1,2 ± 0,3	1,3 ± 0,1	1,5 ± 0,4	0,76 ± 0,06*	0,8 ± 0,1	1,0 ± 0,1
2015	1,1 ± 0,1	0,7 ± 0,1*	0,8 ± 0,1*	1,08 ± 0,09*	0,83 ± 0,08*	0,63 ± 0,05*	0,7 ± 0,1*	0,86 ± 0,06*
$C_{\text{kop.}}$, mg L^{-1}								
2012	46 ± 5	63 ± 6**	47 ± 7	59 ± 7	58 ± 8	74 ± 4	53 ± 7	80 ± 5**
2013	30 ± 2*	45 ± 5	36 ± 5	45 ± 6	31,1 ± 1,7*	62 ± 6**	47 ± 8**	51 ± 7*
2014	40 ± 7	65 ± 8**	40 ± 9	46 ± 7	48 ± 6	76 ± 6**	51 ± 7	82 ± 7**
2015	43 ± 5	65 ± 6**	49 ± 9	48 ± 7	49 ± 5	78 ± 5**	60 ± 11	91 ± 8**
* Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) makroelementu satūra atšķirības, salīdzinot ar 2012. gadu viena pamatmēslojuma veida ietvaros.								
** Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) makroelementu satūra atšķirības starp kontroles parauglaurkumiem un parauglaurkumiem, kur ienests pamatmēslojums, viena pētījuma gada ietvaros.								

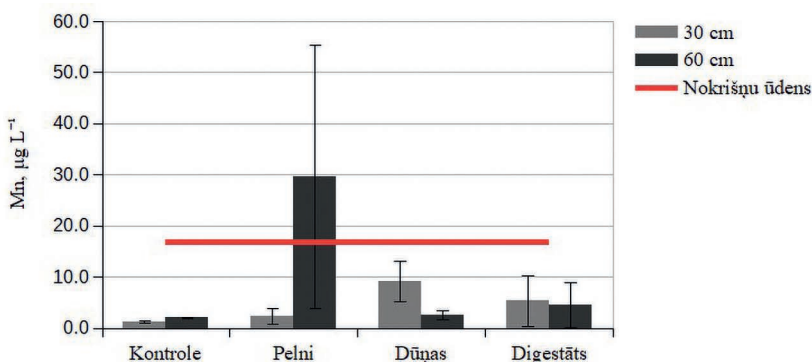
3.2.4. Smago metālu saturs augsnes ūdenī

Lauksaimnieciskās darbības, tajā skaitā pamatmēslojuma iestrādes, radītā izkļiedētā piesārņojuma ietekmētie mazie satences baseini un drenu sistēmas ir hidrogrāfiskā tīkla sākuma posms, kurā iespējams novērtēt piesārņojuma ar biogēnajiem elementiem vai smagajiem metāliem slodzi. Piesārņojošo elementu noplūdi no difūzajiem avotiem ietekmē laika un telpas faktori, piemēram, mainīgi klimatiskie un hidroloģiskie apstākļi, ģeomorfoloģiskās īpatnības, augu seka un zemes lietojuma veids, tādēļ to salīdzinājumā ar punktveida piesārņojuma avotiem ir grūtāk kontrolēt un novērtēt (Lagzdīņš *et al.*, 2008).

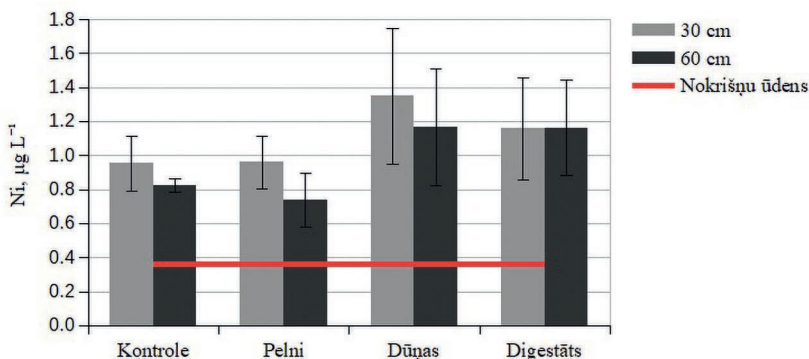
Smago metālu (Mn, Ni, Cu, Zn, As, Cd un Pb) saturs augsnes un nokrišņu ūdenī pētīts paraugos, kas ņemti 2015. gada pavasarī (aprīlis-jūnijs) — četrus gadus pēc pamatmēslojuma iestrādes (3.6. att.–3.12. att.). Nokrišņu ūdenim skalojoties cauri augsnes slāņiem, tie bagātinās ar Ni, Cu, Pb un As, savukārt atmosfēras nokrišņu ūdenī ir lielāks Mn (izņemot augsnes ūdeni 60 cm dziļumā parauglaurkumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums), Zn un Cd saturs nekā augsnes ūdenī. Ņemot vērā salīdzinoši lielo smago metālu variāciju ūdens paraugos, nav novērots statistiski būtiski

lielāks smago metālu saturs parauglaukumos, kur ienests pamatmēslējums. Tāpat smago metālu saturs augsnes ūdenī nesasniedz mērķlielumus un robežlielumus (1.3. tabula), kas norādītu uz pasākumu nepieciešamību, lai precizētu piesārņojuma areāla robežas, novērtētu, vai piesārņojums nerada risku cilvēku veselībai un videi, kā arī novērstu turpmāku pazemes ūdeņu piesārņošanu.

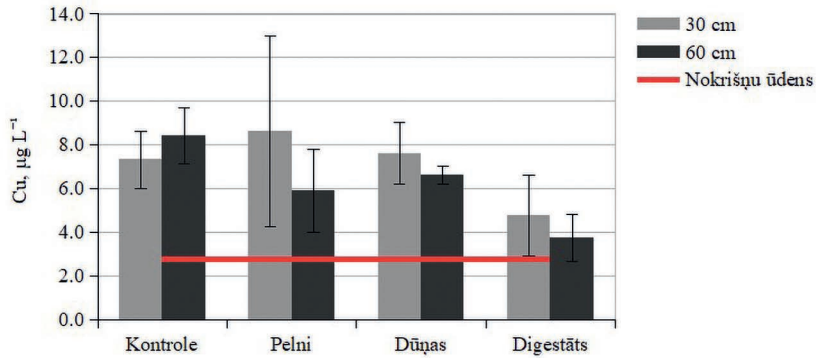
Smago metālu sadalījumu starp augsnes cieto un šķidro fāzi ietekmē vairāki procesi (piemēram, adsorbpcija, kompleksveidošanās, nogulšņu veidošanās — šķīšanas reakcijas), kas ir tieši atkarīgi no vides pH. Pētījuma ietvaros konstatēta vidēji cieša negatīva korelācija starp Pb un Cd saturu augsnes ūdenī un augsnes ūdens pH (korelācijas koeficienti r ir attiecīgi $-0,61$ un $-0,52$). Minētā sakarība ir skaidrojama ar adsorbpcijas un nešķīstošu savienojumu izgulsnēšanās procesiem, par ko liecina salīdzinoši augstās augsnes ūdens pH vērtības pētījuma objektā. Pētījumos ir noskaidrots, ka būtiska Pb un Cu adsorbpcija notiek, ja vides pH ir $3,0-5,0$, būtiska Zn un Cd adsorbpcija notiek pie vides pH $5,0-6,5$ (konstatēts, ka Cd adsorbpcija notiek arī tad, ja vides pH ir $3,7-4,0$), savukārt Pb, Zn, Cd un Cu nešķīstošu savienojumu nogulsnēšanās ir būtiska, ja vides pH ir $6,0-7,0$. Kopumā, ja augsnes ūdens pH ir ap $6,0-7,0$, kas atbilst konstatētajam pētījuma objektā, tikai neliela metālu daļa atrodas augsnes šķīdumā (Rieuwerts *et al.*, 1998).



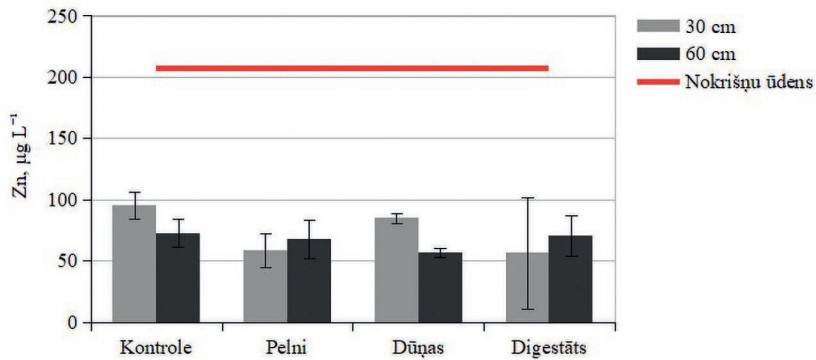
3.6. att. Mn saturs augsnes un nokrišņu ūdenī 2015. gada pavasarī



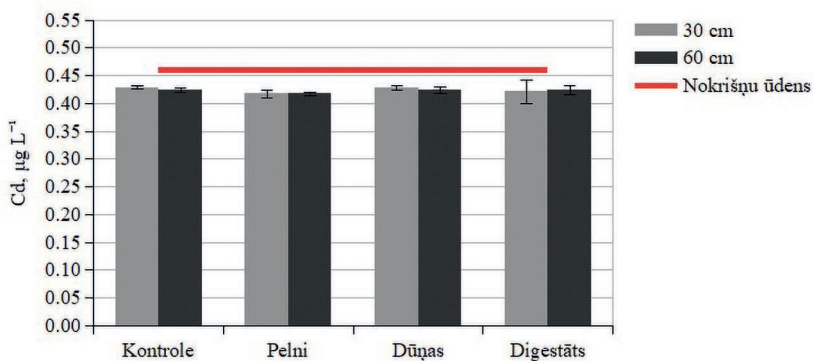
3.7. att. Ni saturs augsnes un nokrišņu ūdenī 2015. gada pavasarī



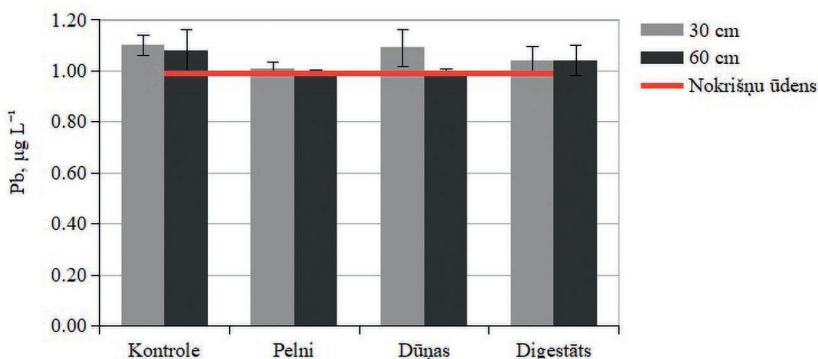
3.8. att. Cu saturs augsnes un nokrišņu ūdenī 2015. gada pavasarī



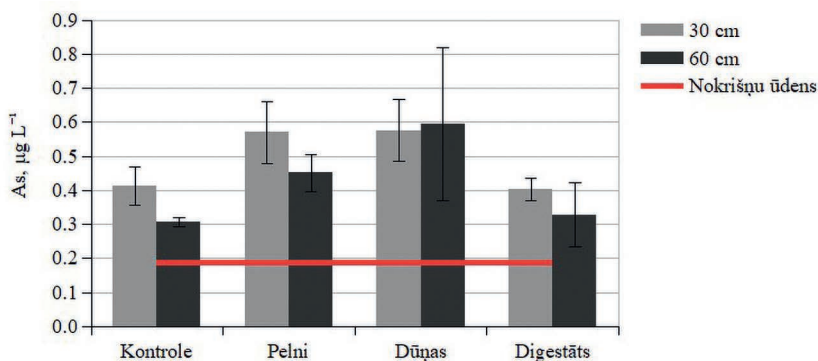
3.9. att. Zn saturs augsnes un nokrišņu ūdenī 2015. gada pavasarī



3.10. att. Cd saturs augsnes un nokrišņu ūdenī 2015. gada pavasarī



3.11. att. Pb saturs augsnes un nokrišņu ūdenī 2015. gada pavasarī



3.12. att. As saturs augsnes un nokrišņu ūdenī 2015. gada pavasarī

3.2.5. Barības elementu izskalošanās no augsnes

Baltijas jūras reģionā vērojama gan saldūdens, gan sālsūdens kvalitātes pasliktināšanās, kā arī virszemes ūdens eitifikācija, kā rezultātā ir izstrādātas dažādas rekomendācijas, starptautiskas konvencijas u.c. ligumi vides aizsardzības jomā, piemēram, Baltijas jūras reģiona jūras vides aizsardzības konvencija jeb Helsinku konvencija, Nitrātu Direktīva (91/676/EEC) u.c. Klimata pārmaiņas palielina lauksaimnieciskās ražošanas iespējas (piemēram, garāka veģetācijas sezona), bet līdz ar to mainās lauksaimniecības prakse (aršanas un mēslošanas prakse, palielinātas fungicīdu devas) un ūdens, kā arī barības elementu izskalošanās apstākļi (Øygarden *et al.*, 2014; Huttunen *et al.*, 2015). Intensīva lauksaimniecība ir viens no galvenajiem izklīdētā piesārņojuma ar biogēnajiem elementiem avotiem, kas apdraud pazemes ūdeņu kvalitāti, izraisa virszemes un jūras ūdeņu eitifikāciju, Baltijas jūrā dziļūdens zonās skābekļa deficītu

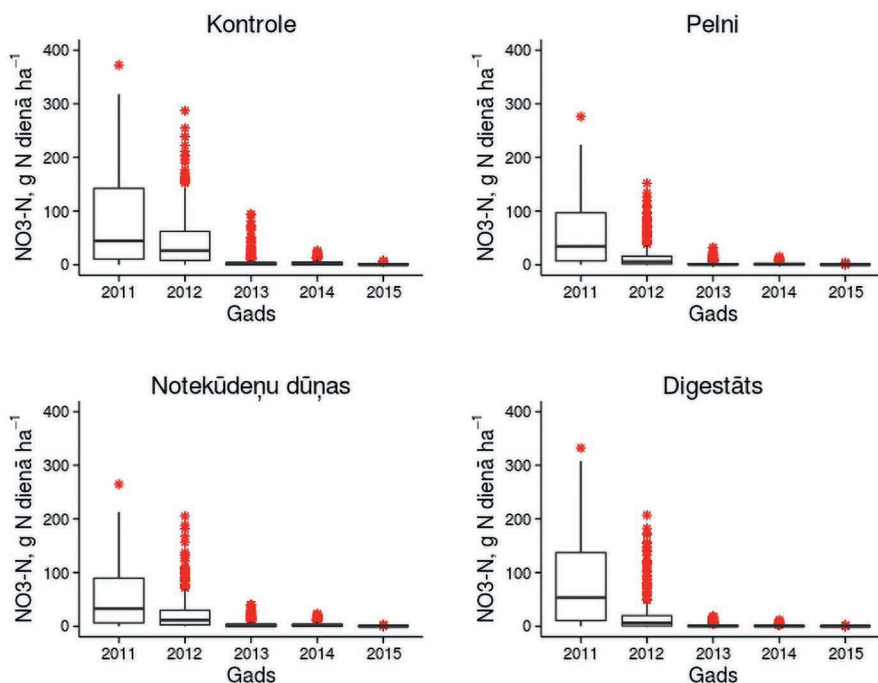
un toksīnu izdalošo zilaļģu parādīšanos (Lagzdīņš *et al.*, 2008). Barības elementu izskalošanās mazināšana ir būtisks ekosistēmu pakalpojums, ko ir viegli ietekmēt ar neliela mēroga zemju apsaimniekošanas lēmumu pieņemšanu (Tully *et al.*, 2012). Pētījumos ir pierādīts, ka agromežsaimniecības sistēmas veicina ūdens kvalitātes uzlabošanu un tiek rekomendētas lauksaimniecības piesārņojuma mazināšanai (Udawatta *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2003; Anderson *et al.*, 2008; Jose, 2009), jo tās samazina aizplūstošā (noteces) ūdens daudzumu, veicina infiltrāciju, sedimentu nogulsnešanos un barības vielu atgriešanu aprītē. Agromežsaimniecības sistēmas samazina barības elementu aizplūšanu gruntsūdenos, jo barības elementi tiek intensīvi uzņemti ar augu saknēm (Lee *et al.*, 2003; Allen *et al.*, 2004; Nair & Graetz, 2004; Jose, 2009). Pēc tam barības elementi ar dabiski atmirušo sakņu un viszemes daļu (nobiru) biomasu tiek atgriezti sistēmā, palielinot barības elementu uzņemšanas efektivitāti (Allen *et al.*, 2004; Jose, 2009). Agromežsaimniecības sistēmās kokaugiem ir garāka veģetācijas sezona nekā lielākai daļai lauksaimniecības kultūru, kas paldzina kopējo barības elementu uzņemšanas laiku un palielina izmantošanas efektivitāti sistēmā kopumā (Jose, 2009). Pašreizējie pētījumu rezultāti liecina, ka agromežsaimniecības sistēmām var būt nozīmīga loma ūdens kvalitātes uzlabošanā teritorijās, kur praktizēta intensīva lauksaimniecība (Jose, 2009). Dimitriou *et al.* (2009) ir uzsvēris, ka apšu hibrīdu stādījumi pozitīvi ietekmē gruntsūdens kvalitāti, salīdzinot ar viengadīgām lauksaimniecības kultūrām, bet lieli ātraudzīgo koku sugu stādījumi patērē lielu daudzumu ūdens un līdz ar to var negatīvi ietekmēt reģionālo hidroloģiju (Busch, 2009). Divu pēdējo gadu desmitu laikā apšu hibrīdi ir ekstensīvi izmantoti fitoremediācijas mērķiem augsnēs, kas piesārņotas gan ar organiskiem savienojumiem, gan smagiem metāliem (Marmiroli *et al.*, 2013; Mukherjee, 2014; Valujeva *et al.*, 2016).

Latvija atrodas mitrā, mērenā klimatiskā joslā, kur nokrišņu daudzums pārsniedz iztvaikošanu, kas pavasaros un rudenos rezultējas ūdens aizplūdē no augsnes (Jansons *et al.*, 2011). Pētījumu rezultāti Baltijas valstīs un Ziemeļvalstīs norāda uz to, ka barības elementu izskalošanās no lauksaimniecības zemēm var būt būtiska (Povilaitis *et al.*, 2014), turklāt tendences ir vērojamas Baltijas valstīs. Tas ir skaidrojams ar lauksaimniecības intensitātes palielināšanos Baltijas valstīs (Stālnacke *et al.*, 2014). Turklāt tiek prognozēts, ka klimata pārmaiņu rezultātā palielināsies vidējā atmosfēras temperatūra un nokrišņu daudzums Ziemeļvalstu — Baltijas reģionā (Kļaviņš & Zaļoksnis, 2016). Balstoties uz korelāciju starp nokrišņu daudzumu un ūdens noteci, tiek prognozēts, ka nokrišņu daudzums veicinās gada vidējo un īpaši ziemas perioda ūdens noteci, kas savukārt palielinās kopējo barības elementu izskalošanos no augsnes (Øygarden *et al.*, 2014; Huttunen *et al.*, 2015). Mēģinājumi ierobežot barības elementu izskalošanos no lauksaimniecības zemēm ir bijuši politiskajā dienaskārtībā Ziemeļvalstīs un Baltijas valstīs jau vairākus gadus (Andersen *et al.*, 2014).

Pētījuma objektā aprēķināta diennakts vidējā barības elementu izskalošanās no augsnes, izmantojot integrētu pieeju, kas ietver augsnes noteces (virsējo gruntsūdeņu noteces) datus, kas modelēti, izmantojot konceptuālo modeli METQ2012, un empīriskus augsnes ūdens ķīmiskā sastāva datus. 3.13. attēlā parādīta vidējā diennakts nitrātu izskalošanās no augsnes laika posmā no 2011. gada līdz 2015. gadam. Lielākā diennakts NO_3^- -N izskalošanās konstatēta 2011. gadā parauglaukumā, kur ienests digestāta pamatmēslojums ($412,0 \text{ g ha}^{-1}$ dienā), un kontroles parauglaukumā ($372,4 \text{ g ha}^{-1}$ dienā). Gada laikā no pētījuma objekta izskalotais nitrātu apjoms parādīts 3.14. attēlā. Rezultāti liecina, ka gada laikā izskalotais nitrātu apjoms pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas

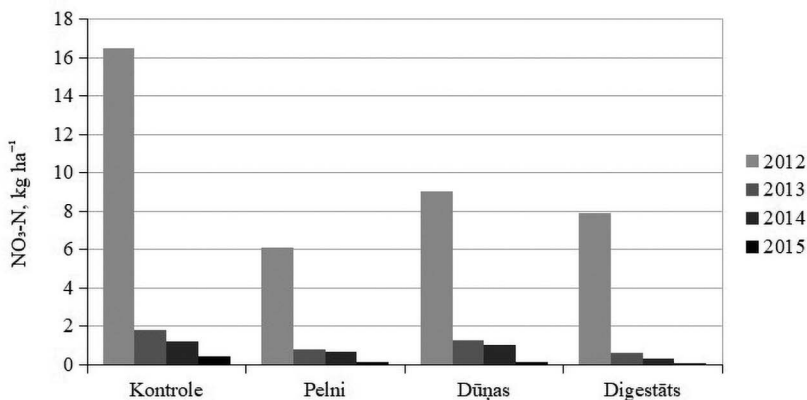
lauksaimniecības zemē, neskatoties uz pamatmēslojuma ienešanu, ir būtiski samazinājies — attiecīgi no vidēji 9,85 kg ha⁻¹ 2012. gadā līdz vidēji 0,17 kg ha⁻¹ 2015. gadā.

Atbilstoši Jansons *et al.* (2003) un Lagzdins *et al.* (2012) pētījumiem, Latvijā slāpekļa izskalošanās no lauksaimniecības zemēm variē no 2 līdz 30 kg N ha⁻¹ gadā, bet Jansons *et al.* (2011) pētījumā difūzā piesārņojuma monitoringa objektā lauksaimniecības zemē ir noskaidrojies, ka N izskalošanās variē no 4,6 līdz 17,9 kg ha⁻¹ gadā. Bechmann *et al.* (2014) ir salīdzinājis N izskalošanos no dažādiem Ziemeļu un Baltijas sateces baseiniem. Pētījumā ir noskaidrots, ka laika posmā no 2007. līdz 2011. gadam vērojama ļoti liela N izskalošanās variācija. Sateces baseinā Norvēģijā konstatēta vislielākā N izskalošanās no lauksaimniecības zemes (no 23,8 kg N ha⁻¹ gadā līdz pat 89,1 kg N ha⁻¹ gadā). Dānijā N izskalošanās variē no 5,7 un 17,7 kg N ha⁻¹ gadā, bet Zviedrijā — no 8,5 līdz 35,4 kg N ha⁻¹ gadā. Somijā, Lietuvā un Latvijā N izskalošanās konstatēta diapazonā no 6,5 līdz 18,6 kg N ha⁻¹ gadā, turklāt biežāk tiek konstatētas mazākās N izskalošanās apjoma vērtības minētā diapazona robežās (Bechmann *et al.*, 2014; Øygarden *et al.*, 2014). Pētījuma ietvaros konstatētā N izskalošanās vērtība no lauksaimniecības zemes piecus gadus pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas (vidēji 0,17 kg ha⁻¹ gadā) ir būtiski mazāka nekā Ziemeļu un Baltijas valstīs konstatēts iepriekš minētajos pētījumos.

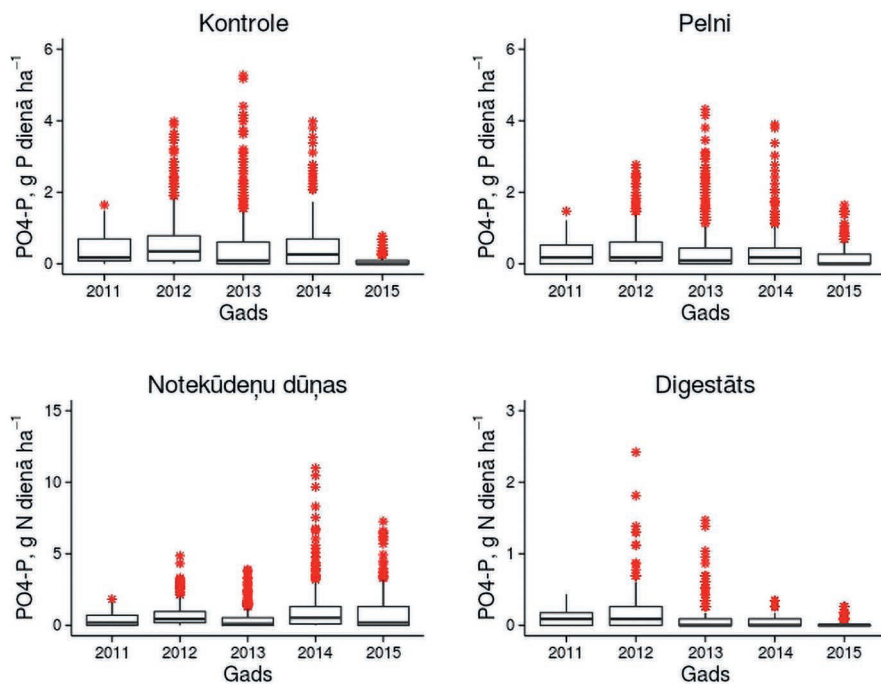


3.13. att. Nitrātu vidējā diennakts izskalošanās no augsnes

Līnija, kas atrodas taisnstūra vidū, atbilst mediānai; taisnstūra apakšējā un augšējā mala attiecīgi ir 1. un 3. kvartile; līnijas apakšējais un augšējais punkts ir minimālā un maksimālā vērtība, kas nepārsniedz 1,5 reizes attālumu starp 1. un 3. kvartili, sarkanie punkti ir maksimālās vērtības, kas 1,5 reizes pārsniedz attālumu starp 1. un 3. kvartili.



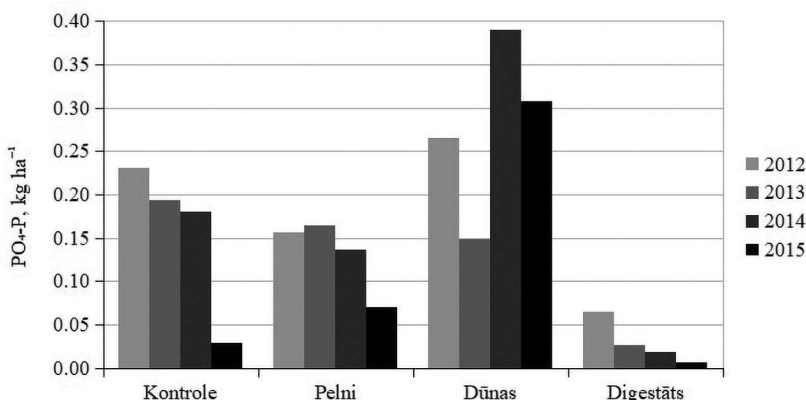
3.14. att. Nitrātu gada vidējā izskalošanās no augsnes pētījuma objektā



3.15. att. Fosfātu vidējā diennakts izskalošanās no augsnes

Līnija, kas atrodas taisnstūra vidū, atbilst mediānai; taisnstūra apakšējā un augšējā mala attiecīgi ir 1. un 3. kvartile; līnijas apakšējais un augšējais punkts ir minimālā un maksimālā vērtība, kas nepārsniedz 1,5 reizes attālumu starp 1. un 3. kvartili, sarkanie punkti ir maksimālās vērtības, kas 1,5 reizes pārsniedz attālumu starp 1. un 3. kvartili.

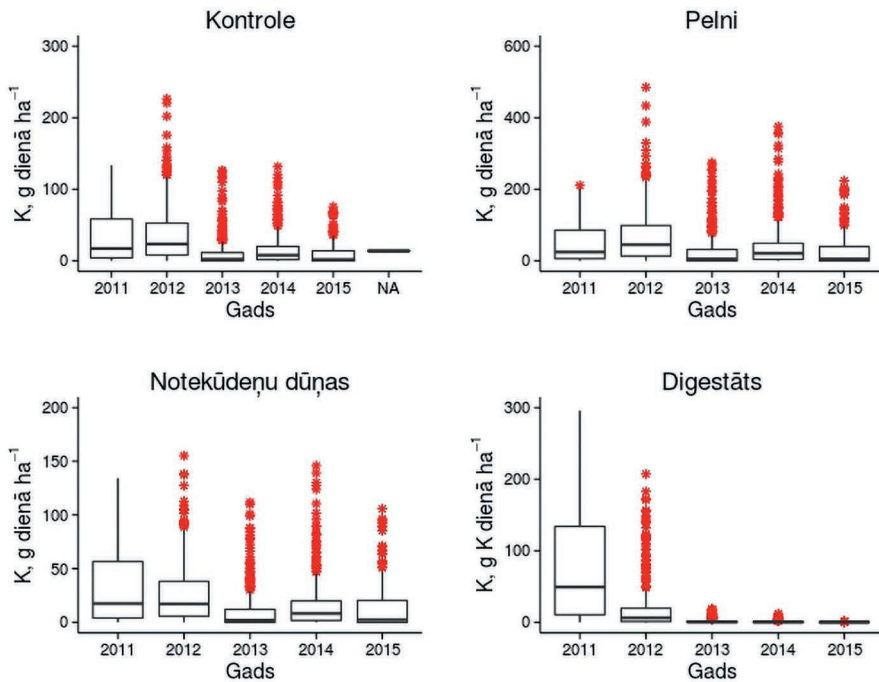
3.15. attēlā ir parādīta vidējā fosfātu diennakts izskalošanās no pētījuma objekta laika posmā no 2011. līdz 2015. gadam. Lielākā fosfātu izskalošanās diennakts laikā ($11,0 \text{ g ha}^{-1}$) konstatēta 2014. gadā (četrus gadus pēc mēslojuma iestrādes) parauglaukumā, kur ienests notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslojums. Rezultāti liecina par būtisku notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslojuma ietekmi ne tikai uz fosfātu vidējo diennakts izskalošanos, bet arī uz gada laikā izskaloto fosfātu apjomu (3.16. att.). Kontroles parauglaukumā un parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu un digestāta pamatmēslojums, konstatēta tendence samazināties gada laikā izskalojamam fosfātu apjomam, bet parauglaukumos, kur ienests notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslojums, gada laikā izskalotais fosfātu apjoms ir ievērojami palielinājies ceturtajā un piektajā gadā pēc pamatmēslojuma ienešanas, sasniedzot pētījuma perioda augstākās vērtības (attiecīgi, $389,8 \text{ g ha}^{-1}$ gadā un $307,5 \text{ g ha}^{-1}$ gadā). Pengerud *et al.* (2015) ir pētījis kopējā fosfora koncentrācijas noteces ūdeņos, kā arī fosfora izskalošanos no dažādiem sateces baseiniem lauksaimniecības zemēs Ziemeļu un Baltijas valstīs. Pētījumā konstatēts, ka gada vidējie kopējā P zudumi variē no $7,5 \text{ kg kopējā P ha}^{-1}$ gadā Norvēģijā (Vasshaglona sateces baseinā) līdz $\sim 0,1 \text{ kg kopējā P ha}^{-1}$ gadā Latvijā (Vienziemītes sateces baseinā), bet šajā sateces baseinā tikai 5–10% no kopējā sateces baseina ir aramzeme.



3.16. att. Fosfātu gada vidējā izskalošanās no augsnes pētījuma objektā

Kālija joni augsnē ir mobili, un līdz ar to liels K apjoms var tikt izskalots, jo īpaši no lauksaimniecības zemēm (Alfaro *et al.*, 2004). Izskalotajam K apjomam no lauksaimniecības zemēm tiek pievērta mazāka uzmanība, salīdzinot ar nitrātu un fosfātu izskaloto apjomu, jo K netiek uzskatīts par vides piesārņotāju, kā arī K izskalošanās tieši neietekmē virszemes ūdeņu eutrofikāciju, bet pastiprināta K izskalošanās no augsnes var ietekmēt augu augšanu un kvalitāti (Broschat, 1995; Kolahchi & Jalali, 2007). 3.17. attēlā ir parādīta kālija vidējā diennakts izskalošanās no pētījuma objekta laika posmā no 2011. līdz 2015. gadam. Diennakts laikā izskalotais K apjoms variē atkarībā no augsnē iestrādātā pamatmēslojuma veida un meteoroloģiskajiem apstākļiem. Pētījuma rezultāti

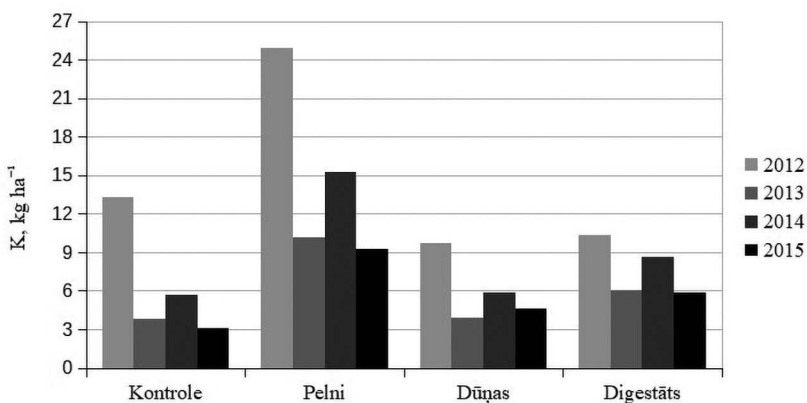
liecina, ka lielākais diennakts laikā izskalotais K apjoms ir novērots 2012. gadā (otrajā gadā pēc pamatmērojuma iestrādāšanas augsnē) parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmērojums, kad diennakts laikā izskalotais K apjoms sasniedza maksimālo vērtību $485,4 \text{ g K ha}^{-1}$ dienā, bet laika periodā no 2013. līdz 2015. gadam diennakts laikā izskalotais K apjoms ir salīdzinoši stabils — no $25,4$ līdz $41,8 \text{ g ha}^{-1}$ dienā. Kontroles parauglaukumos diennakts laikā izskalotais K apjoms pētījuma periodā samazinājās no $32,3 \text{ g ha}^{-1}$ dienā 2011. gadā līdz $8,6 \text{ g ha}^{-1}$ dienā 2015. gadā.



3.17. att. Kālija vidējā diennakts izskalošanās no augsnes

Līnija, kas atrodas taisnstūra vidū, atbilst mediānai; taisnstūra apakšējā un augšējā mala attiecīgi ir 1. un 3. kvartile; līnijas apakšējais un augšējais punkts ir minimālā un maksimālā vērtība, kas nepārsniedz 1,5 reizes attālumu starp 1. un 3. kvartili, sarkanie punkti ir maksimālās vērtības, kas 1,5 reizes pārsniedz attālumu starp 1. un 3. kvartili.

Arī gada laikā izskalotais K apjoms pētījuma periodā galvenokārt samazinājās visos parauglaukumos, sasniedzot minimālo vērtību $3,12 \text{ kg K ha}^{-1}$ 2015. gadā kontroles parauglaukumos (3.18. att.). Krass izskalotais K apjoma samazinājums vērojams tieši 2013. un 2015. gadā, kas skaidrojams ar salīdzinoši mazāku kopējo nokrišņu daudzumu attiecīgajos gados (LVĢMC, 2018). Neskatoties uz kopējo tendenci izskalotajam K apjomam pētījuma objektā samazināties, tajā skaitā parauglaukumos, kur ienests K saturošs pamatmērojums, K izskalošanās pārsniedz K ienesi ar atmosfēras nokrišņiem, norādot uz K saturošu minerālu mineralizācijas procesiem.



3.18. att. Kālija gada vidējā izskalošanās no augsnes pētījuma objektā

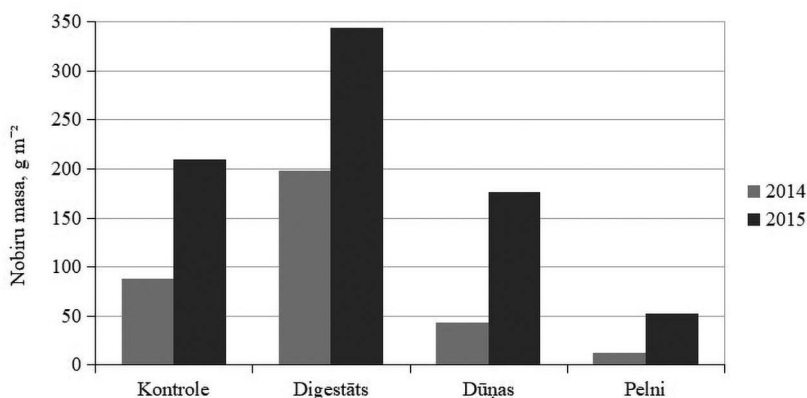
3.3. Augu un sēņu biomateriāla ķīmiskais sastāvs

3.3.1. Apšu hibrīdu lapu, zaru un nobiru ķīmiskais sastāvs

Lapas un zari apšu hibrīdu vainagā ir galvenie barības vielu uzkrājēji, kas nodrošina šo vielu saglabāšanos un apriti ekosistēmā. Tā kā kokaugu ekosistēmās piesārņojošās vielas un barības vielas no nokrišņiem, kā arī daļiņas vielu sausajā izsēšanās procesā vispirms uztver koku vainagi, arī nobiras, kas nokļūst uz augsnes, satur ķīmiskas vielas, kuras akumulējušās koku skuju un lapās. Meža ekosistēmās nobiras ir koku un krūmu atmirušās daļas (lapas, skuju, zari, mizas, zviņas), kas augsnes virskārtā veido nedzīvās zemsegas horizontu. Tiek uzskatīts, ka nobiras ir otrs lielākais barības elementu avots zemes virskārtā, taču barības elementi no organiskajām vielām mineralizācijas procesā atbrīvojas lēni, turpretī barības vielas, kas nonākušas augsnē ar vainaga caurteces un stumbra noteces ūdeņiem, parasti ir gandrīz izšķīdušas, un līdz ar to augi tās var ātri uzņemt (Tērauda, 2008).

Gada kopējā nobiru masa pētījumu objektā 2014. un 2015. gadā parādīta 3.19. attēlā. 2015. gadā konstatēta ievērojami lielāka gada kopējā nobiru masa, kas izskaidrojama ar straujo apšu hibrīdu biomasas, tajā skaitā arī koku vainaga daļas, kas rada lielāko masas ieguldījumu nobiru kopējā masā, pieaugumu.

Vidējais dažādu frakciju īpatsvars kopējā nobiru biomasā un vidējais makroelementu saturs dažādu nobiru frakciju paraugos apkopots 3.15. tabulā. Vidēji 92,9% no kopējās nobiru biomasas pētījuma objektā veido tieši apšu hibrīdu lapas. Ar apšu hibrīdu lapu nobirām ienestais makroelementu daudzums 2014. un 2015. gadā atkarībā no pamatmēslojuma veida parādīts 3.16. tabulā. Ar apšu hibrīdu lapu nobirām elementu apritē atgrieztais makroelementu daudzums ir tieši atkarīgs no kokaugu stādījuma vecuma un izmantotā pamatmēslojuma veida. Gan 2014. gadā, gan 2015. gadā lielākais makroelementu daudzums, kas apritē atgriezts ar apšu hibrīdu lapu nobirām, konstatēts parauglaurumā, kur kā pamatmēslojums izmantots digestāts, kaut arī ar digestāta pamatmēslojumu nav ienests lielākais barības elementu (N, P, K) daudzums, salīdzinot ar notekūdeņu attīrīšanas dūņu un koksnes pelnu pamatmēslojumu (2.1. tabula).



3.19. att. Gada kopējā nobiru masa pētījuma objektā

3.15. tabula

Vidējais makroelementu saturs nobiru paraugos pētījuma objektā

Frakcija (w)	C, g kg ⁻¹	N, g kg ⁻¹	P, g kg ⁻¹	K, g kg ⁻¹	Ca, g kg ⁻¹	Mg, g kg ⁻¹	S, mg kg ⁻¹
Zari un mizas (1,6%)	509 ± 5 n = 4	6,4 ± 0,7 n = 4	1,4 ± 0,4 n = 3	7,8 ± 0,5 n = 3	171 ± 1 n = 3	2,8 ± 0,1 n = 3	55 ± 27 n = 3
Apšu hibrīdu lapas (92,9%)	505 ± 2 n = 8	12 ± 1 n = 8	2,3 ± 0,1 n = 4	6,2 ± 0,5 n = 4	24 ± 3 n = 4	3,8 ± 0,1 n = 4	506 ± 22 n = 4
Sēklas (1,5%)	592 ± 14 n = 2	11 ± 3 n = 2	0,5 n = 1	1,8 n = 1	10,8 n = 1	1,5 n = 1	347 n = 1
Insekti, fekālijas u.c. (3,9%)	151 ± 4 n = 2	29 ± 6 n = 2	1,8 n = 1	3,6 n = 1	13,7 n = 1	3,2 n = 1	1325 n = 1
Citu koku sugu lapas (0,2%)	520 n = 1	13,0 n = 1	2,6 n = 1	8,4 n = 1	19,6 n = 1	3,2 n = 1	556 n = 1

n — paraugu skaits; *w* — attiecīgās frakcijas vidējais īpatsvars kopējā nobiru biomasā.

3.16. tabula

Ar apšu hibrīdu lapu nobirām elementu aprītē atgriestais makroelementu daudzums

Gads	Pamatmēslojuma veids	AH lapu nobiru biomasa, kg ha ⁻¹	C, kg ha ⁻¹	N, kg ha ⁻¹	P, kg ha ⁻¹	K, kg ha ⁻¹	Ca, kg ha ⁻¹	Mg, kg ha ⁻¹	S, kg ha ⁻¹
2014	kontrolē	836,3	415,6	11,25	2,37	5,18	19,74	3,18	0,89
	digestāts	1926,4	965,1	37,45	5,31	11,94	45,46	7,32	2,59
	dūņas	365,3	188,3	4,47	1,11	2,27	8,62	1,39	0,44
	pelni	105,5	52,7	0,81	0,26	0,65	2,49	0,40	0,08
2015	kontrolē	1972,4	992,4	27,0	4,8	12,5	30,5	7,2	1,04
	digestāts	3060,9	1549,2	37,0	6,7	22,5	85,8	11,9	1,65
	dūņas	1682,1	853,8	19,3	4,1	8,7	42,6	6,9	0,86
	pelni	507,6	258,3	3,9	1,1	3,0	13,0	1,9	0,23

Vidējais kopējā N un C saturs, kā arī C/N attiecība svaigās apšu hibrīdu lapās un lapu nobirās apkopota 3.17. tabulā. Somijā veiktā pētījumā intensīvas satiksmes reģionos konstatēts, ka vidējais kopējā N saturs apšu hibrīdu svaigās lapās ir 2,4%, bet lapu nobirās 0,9% (Nikula *et al.*, 2011). Arī šī pētījuma ietvaros noteiktais vidējais kopējā N saturs svaigās apšu hibrīdu lapās ir $2,41 \pm 0,08\%$, bet lapu nobirās $1,2 \pm 0,1\%$. Gan apšu hibrīdu svaigās lapās, gan lapu nobirās lielāks N saturs konstatēts parauglaukumos, kur sākotnēji ienests N saturošs pamatmēslojums (digestāts un notekūdeņu attīrīšanas dūņas). Tāpat konstatēta apšu hibrīdu klona ietekme uz kopējā N saturu apšu hibrīdu lapās (3.17. tabula).

3.17. tabula

Vidējais kopējā N un C saturs apšu hibrīdu svaigās lapās un lapu nobirās pētījumu objektā 2014. gadā

Pamatmēslojuma veids	Svaigas lapas (klons Nr. 4)			Svaigas lapas (klons Nr. 28)			Lapu nobiras (klons Nr. 4)		
	N, g kg ⁻¹	C, g kg ⁻¹	C/N	N, g kg ⁻¹	C, g kg ⁻¹	C/N	N, g kg ⁻¹	C, g kg ⁻¹	C/N
Kontrole	21,9 ± 0,6 n = 3	509 ± 5 n = 3	23,3 ± 0,8 n = 3	23,9 ± 0,2 n = 3	501 ± 3 n = 3	20,9 ± 0,3 n = 3	14 n = 1	497 n = 1	37 n = 1
Pelni	21 ± 3 n = 3	494 ± 4 n = 3	25 ± 4 n = 3	22 ± 2 n = 3	499 ± 6 n = 3	23 ± 2 n = 3	8 n = 1	499 n = 1	65 n = 1
Dūņas	22 ± 2 n = 3	500 ± 4 n = 3	23 ± 2 n = 3	27 ± 2 n = 3	499 ± 3 n = 3	19 ± 2 n = 3	12 n = 1	515 n = 1	42 n = 1
Digestāts	26 ± 2 n = 3	508 ± 4 n = 3	20 ± 1 n = 3	28 ± 3 n = 3	510 ± 7 n = 3	18 ± 2 n = 3	19 n = 1	501 n = 1	226 n = 1

n — paraugu skaits.

Stabilo C un N izotopu attiecība koku lapotnē var izskaidrot C un N apriti gan specifiskās ekosistēmās, gan pasaules mēroga ekoloģiskā gradientā (Craine *et al.*, 2009). Koku lapu un zaru izotopisko sastāvu nosaka gan koku suga, gan mēslojums (Kalcsits *et al.*, 2015).

Vidējās $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecību vērtības četrus gadus vecu apšu hibrīdu lapās un zaros ir apkopotas 3.18. un 3.19. tabulās. $\delta^{13}\text{C}$ izotopu attiecība apšu hibrīdu lapās variē salīdzinoši šaurā intervālā no $-29,47\text{‰}$ līdz $-28,04\text{‰}$. $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecība apšu hibrīdu lapās variē no $1,19\text{‰}$ (kontroles parauglaukumā) līdz $6,49\text{‰}$ (parauglaukumā, kas mēslots ar notekūdeņu attīrīšanas dūņām). Pētījuma ietvaros konstatētas statistiski būtiskas $\delta^{13}\text{C}$ izotopu attiecības vērtību atšķirības starp apšu hibrīdu klona Nr. 4 un klona Nr. 28 lapām kontroles parauglaukumā. Visos parauglaukumos apšu hibrīdu klona Nr. 28 lapās konstatēta lielāka $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecības vērtība, salīdzinot ar klona Nr. 4 lapās konstatētām vērtībām, bet statistiski būtiska atšķirība konstatēta tikai parauglaukumā, kur kā pamatmēslojums ir izmantotas notekūdeņu attīrīšanas dūņas ($p = 0,002$). Tāpat visos parauglaukumos, kur ienests kāds no pamatmēslojuma veidiem, konstatētas lielākas vidējās $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecības vērtības, bet statistiski būtiskas atšķirības konstatētas starp kontroles parauglaukumiem un parauglaukumiem, kur ienestas notekūdeņu attīrīšanas dūņas ($p = 0,002$ gan apšu hibrīdu kolona Nr. 4 parauglaukumā, gan klona Nr. 28 parauglaukumā) un digestāts ($p = 0,002$ apšu hibrīdu kolona Nr. 4 parauglaukumā, $p = 0,015$ klona Nr. 28 parauglaukumā).

Dažādu koku sugu pētījumos noskaidrots, ka $\delta^{13}\text{C}$ vērtība gan koksne ekosistēmas līmenī, gan koksnes gadskārtās individuālu koku līmenī stipri atšķiras pat vienas ekosistēmas un individuāla koka ietvaros, kas skaidrots ar $\delta^{13}\text{C}$ vērtības stipro atkarību no vides un klimatiskajiem apstākļiem, piemēram, auga ģenētiskajām īpašībām attiecībā uz ūdens izmantošanas efektivitāti, fotosintēzes aktivitāti, kas savukārt ir atkarīga no tādiem faktoriem kā saules radiācija un barības elementu pietiekamība, mikroreljefa, augsnes tipa, granulometriskā sastāva, vietas hidroloģiskām īpatnībām, nokrišņu daudzuma, gaisa temperatūras (Bégin *et al.*, 2015).

3.18. tabula

Vidējā $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecība četrus gadus vecu apšu hibrīdu lapu paraugos

Pamatmērolojuma veids	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$, ‰		$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$, ‰	
	klons Nr. 4	klons Nr. 28	klons Nr. 4	klons Nr. 28
Kontrole	$-28,4 \pm 0,2$ $n = 3$	$-29,0 \pm 0,2^*$ $n = 3$	$1,6 \pm 0,1$ $n = 3$	$2,0 \pm 0,1$ $n = 3$
Digestāts	$-28,6 \pm 0,1$ $n = 3$	$-28,8 \pm 0,2$ $n = 3$	$2,8 \pm 0,1^{**}$ $n = 3$	$3,0 \pm 0,2^{**}$ $n = 3$
Dūņas	$-29,0 \pm 0,1^{**}$ $n = 3$	$-28,5 \pm 0,1$ $n = 3$	$2,7 \pm 0,1^{**}$ $n = 3$	$4,6 \pm 0,6^{**}$ $n = 3$
Pelni	$-29,1 \pm 0,1$ $n = 3$	$-28,8 \pm 0,2$ $n = 3$	$1,7 \pm 0,1$ $n = 3$	$3,5 \pm 0,7$ $n = 3$
* Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības starp C vai N izotopu attiecības vērtību apšu hibrīdu klona Nr. 4 un klona Nr. 28 lapās parauglaukuma ietvaros.				
** Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības starp C vai N izotopu attiecības vērtību kontroles parauglaukumā un parauglaukumā, kur ienests pamatmērolojums, apšu hibrīdu klona ietvaros.				
n — paraugu skaits.				

Līdzīgi kā $\delta^{13}\text{C}$ izotopu attiecība apšu hibrīdu lapās, arī zaros $\delta^{13}\text{C}$ vērtības (3.19. tabula) variē salīdzinoši šaurā intervālā no $-28,76$ līdz $-26,71$, bet $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecība variē plašā diapazonā no $-3,66$ (parauglaukumā, kas mēslots ar koksnes pelniem) līdz $2,54$ (kontroles parauglaukumā).

3.19. tabula

Vidējā $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecība 4 gadus vecu apšu hibrīdu zaru paraugos

Pamatmērolojuma veids	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$, ‰		$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$, ‰	
	klons Nr. 4	klons Nr. 28	klons Nr. 4	klons Nr. 28
Kontrole	$-26,9 \pm 0,1$ $n = 3$	$-28,0 \pm 0,1^*$ $n = 3$	$-0,8 \pm 0,5$ $n = 3$	$1,5 \pm 0,4^*$ $n = 3$
Digestāts	$-26,86 \pm 0,04$ $n = 3$	$-27,35 \pm 0,07^{**}$ $n = 3$	$0,3 \pm 0,3$ $n = 3$	$0,9 \pm 0,2$ $n = 3$
Dūņas	$-27,4 \pm 0,1^{**}$ $n = 3$	$-27,39 \pm 0,07^{**}$ $n = 3$	$-1,1 \pm 0,7$ $n = 3$	$1,8 \pm 0,4^*$ $n = 3$
Pelni	$-28,2 \pm 0,2^{**}$ $n = 3$	$-27,7 \pm 0,1$ $n = 3$	$-0,6 \pm 0,2$ $n = 3$	$0,3 \pm 1,2$ $n = 3$
* Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības starp C vai N izotopu attiecības vērtību apšu hibrīdu klona Nr. 4 un klona Nr. 28 zaros parauglaukuma ietvaros.				
** Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības starp C vai N izotopu attiecības vērtību kontroles parauglaukumā un parauglaukumā, kur ienests pamatmērolojums, apšu hibrīdu klona ietvaros.				
n — paraugu skaits.				

3.3.2. Parasto apšubeku augļķermeņu izotopiskais sastāvs

Sēnēs ir augsts proteīnu saturs, piemēram, atbilstoši Kalača (2009) pētījuma rezultātiem, kopproteīna saturs sēnēs variē no 16,5 līdz 59,4% no sausās masas. Līdz ar to, uzturā lietojot sēnes, patērētāja $\delta^{15}\text{N}$ vērtība var tikt ietekmēta. Šis jautājums pēdējo gadu desmitu laikā ir arheologu redzeslokā (O'Regan *et al.*, 2016). Sēņu augļķermeņu izotopiskā sastāva pētījumi norāda uz lielu stabilo izotopu vērtību variāciju: $\delta^{15}\text{N}$ vērtība variē no $-7,1$ ‰ līdz $21,8$ ‰, bet $\delta^{13}\text{C}$ vērtība variē no $-31,7$ ‰ līdz $-19,0$ ‰ (O'Regan *et al.*, 2016). Līdz šim tikai nedaudzi sēņu izotopiskā sastāva pētījumi ir veikti Eiropā — Skandināvijā Taylor *et al.* (1997), Francijā Zeller *et al.* (2007) un Lielbritānijā *Hygrocybe* spp. pētījumus ir veicis Griffith (2004). Īpaši maz pētīts ir cilvēkiem ēdamo taksonu izotopiskais sastāvs, bet esošie dati liecina, ka $\delta^{15}\text{N}$ vērtība variē no $-1,1$ ‰ līdz $12,5$ ‰, bet $\delta^{13}\text{C}$ vērtība variē no $-28,6$ ‰ līdz $-21,1$ ‰ (O'Regan *et al.*, 2016). Sešām ēdamām sēņu sugām (*Boletus edulis*, *Hydnum repandum*, *Agaricus arvensis* un trifelēm) noteikts, ka $\delta^{15}\text{N}$ vērtība ir lielāka par 8‰. Dažām sēņu sugām ir pieejami vairāki pētījumu dati, piemēram, *Cantharellus cibarius* (gailēņu) augļķermeņos konstatēts šaurs $\delta^{13}\text{C}$ vērtības diapazons, bet $\delta^{15}\text{N}$ vērtības variē pat par 7 ‰ ($\delta^{15}\text{N}$ variē no $0,7$ ‰ līdz $7,7$ ‰, bet $\delta^{13}\text{C}$ no $-26,6$ ‰ līdz $-25,2$ ‰, $n = 5$). Savukārt *Hydnum repandum* augļķermeņos konstatēta tikai $0,6$ ‰ $\delta^{15}\text{N}$ vērtības variācija, bet $3,2$ ‰ variācija $\delta^{13}\text{C}$ vērtībai ($\delta^{15}\text{N}$ variē no $8,6$ ‰ līdz $9,2$ ‰, bet $\delta^{13}\text{C}$ no $-28,6$ ‰ līdz $-24,5$ ‰, $n = 3$) (O'Regan *et al.*, 2016).

Līdz šim zinātniskajā literatūrā nav publicēta informācija par $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecību vērtībām parasto apšubeku (*Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray) augļķermeņos. Vidējās $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecību vērtības parasto apšubeku augļķermeņos, kas ņemtas pētījuma objektā 2014. un 2015. gadā, ir apkopotas 3.20. tabulā. $\delta^{13}\text{C}$ vērtība variē salīdzinoši šaurā intervālā no $-27,37 \pm 0,05$ ‰ līdz $-25,5 \pm 0,2$ ‰. Visos parauglaukumos 2015. gadā ņemtajos parasto apšubeku augļķermeņu paraugos konstatēta mazāka $\delta^{13}\text{C}$ vērtība (vidēji par $1,0$ ‰), salīdzinot ar 2014. gadā ņemtajos paraugos noteiktajām $\delta^{13}\text{C}$ vērtībām. $\delta^{15}\text{N}$ vērtība parasto apšubeku augļķermeņu paraugos variē no $8,6 \pm 0,1$ ‰ līdz $10,4 \pm 0,1$ ‰. Gan 2014. gadā, gan 2015. gadā ņemtajos parasto apšubeku augļķermeņu paraugos lielākas $\delta^{15}\text{N}$ vērtības konstatētas paraugos, kas ņemti parauglaukumos, kur ienests notekūdeņu dūņu un digestāta pamatmēslojums, salīdzinot ar paraugiem, kas ņemti kontroles parauglaukumos. Šāds konstatējums norāda uz organiskā pamatmēslojuma (notekūdeņu dūņu un digestāta) ietekmi uz parasto apšubeku augļķermeņu izotopisko sastāvu pat 4–5 gadus pēc pamatmēslojuma iestrādes. Pētījuma ietvaros noteiktās $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ vērtības parasto apšubeku augļķermeņu paraugos atbilst O'Regan *et al.* (2016) minētajam $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ vērtību diapazonam, kas norādīts cilvēkiem uzturā lietojamām sēnēm.

3.20. tabula

Vidējā $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ izotopu attiecība parasto apšubeku augļķermeņos

Pamatmēslojuma veids	2014. gads		2015. gads	
	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$, ‰	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$, ‰
Kontrole	$-25,89 \pm 0,05$	$8,9 \pm 0,2$	$-26,64 \pm 0,04$	$8,6 \pm 0,1$
Digestāts	$-26,30 \pm 0,06$	$9,9 \pm 0,3$	$-26,7 \pm 0,1$	$10,4 \pm 0,1$
Dūņas	$-25,5 \pm 0,2$	$9,7 \pm 0,2$	$-27,01 \pm 0,08$	$9,0 \pm 0,4$
Koksnes pelni	$-25,88 \pm 0,05$	$8,7 \pm 0,5$	$-27,37 \pm 0,05$	$8,7 \pm 0,1$

3.3.3. Apšu hibrīdu stumbra gadskārtu ķīmiskais sastāvs

Līdz ar analītisko metožu attīstību ir iespēja veikt multielementu dendroanalīzi ar ļoti augstu telpisko izšķirtspēju un zemu detektēšanas robežu, kas ļauj spriest par elementu un to izotopu sastāvu un apriti kokaugos, kā arī elementu un to izotopu satura atšķirībām kokaugu dažādās gadskārtās. Apšu hibrīda stumbra gadskārtu ķīmiskā sastāva jeb dendroķīmiskā izpēte ir aktuāla no vairākiem aspektiem. Pirmkārt, stumbra gadskārtu ķīmiskā sastāva analīze ļauj spriest par apšu hibrīdu piemērotību fitoremediācijas mērķiem, jo dod iespēju analizēt mikroelementu, tajā skaitā smago metālu, akumulēšanās dinamiku stumbra gadskārtās. Otrkārt, dendroķīmiskā izpēte ļauj spriest par barības elementu iznešanu no ekosistēmas līdz ar ātraudzīgo kokaugu stumbra biomasas izvākšanu no platības. Treškārt, apšu hibrīdu stumbra gadskārtu ķīmiskā sastāva analīze ļauj spriest par izmantotā pamatmēslojuma ietekmi uz koksnes ķīmisko sastāvu un tā izmaiņām gan vienas gadskārtas ietvaros, gan visa pētījuma perioda ietvaros.

¹³C relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbriem gadskārtās

3.21. tabulā ir apkopots ¹³C relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbriem gadskārtās. ¹³C relatīvais daudzums koksnē ir atkarīgs no vairākiem complicētiem procesiem kokaugos (piemēram, oglekļa izotopu frakcionēšanās fotosintēzes laikā vai dažādu cukuru transportēšanas laikā floēmā) un vides faktoriem, kas tos ietekmē (piemēram, atmosfēras un lapu temperatūra, augsnes mitrums, tvaika spiediena deficīts u.c.) (Gessler *et al.*, 2014). Analizētajās apšu hibrīdu stumbriem gadskārtās vērojama liela vidējā ¹³C relatīvā daudzuma variācija gan starp gadskārtām viena paraugkoka ietvaros, gan starp analizētajiem paraugkokiem, norādot uz lielu variāciju oglekļa izotopu frakcionēšanās un ¹³C diskriminācijas procesos.

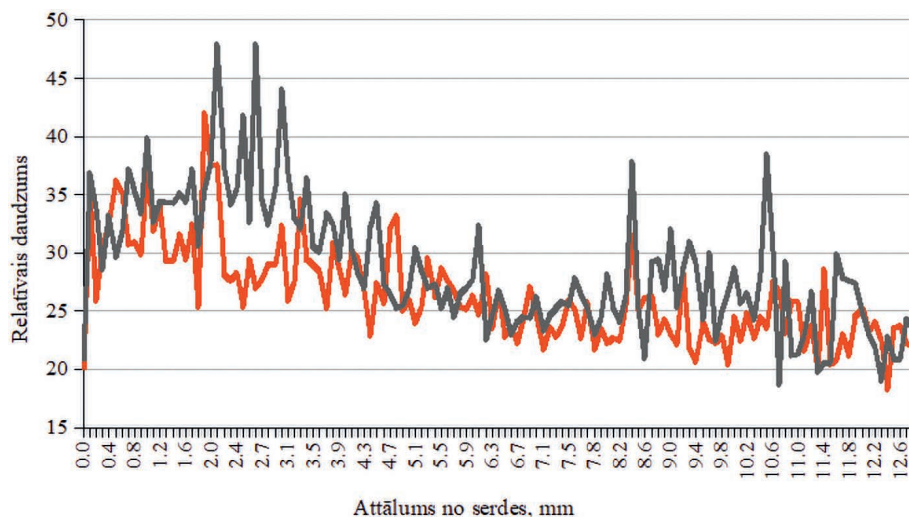
3.21. tabula

Vidējais relatīvais ¹³C relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbriem gadskārtās

Pamatmēslojuma veids	Paraugkoka Nr.	Gadskārta					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Kontrole	A1	26 ± 1	24,7 ± 0,6	25,1 ± 0,5	27,7 ± 0,4	24,7 ± 0,5	27,6 ± 0,7
	A5	19,6 ± 0,5	24,2 ± 0,6	28,4 ± 0,6	34,1 ± 0,6	34,9 ± 0,5	47,9 ± 0,8
	A9	21 ± 1	29,0 ± 0,6	36,2 ± 0,7	85 ± 2	86 ± 2	100 ± 2
Dūņas	A2	33 ± 1	39,2 ± 0,8	47 ± 2	42 ± 2	21,1 ± 0,3	18,4 ± 0,2
	A8	26,3 ± 0,5	31,1 ± 0,7	40,5 ± 0,6	47,4 ± 0,7	57,4 ± 0,8	75 ± 1
	A11	66 ± 2	81 ± 2	95 ± 2	95 ± 2	73 ± 1	79 ± 1
Digestāts	A3	34 ± 4	45 ± 10	54 ± 8	73 ± 20	64 ± 9	87 ± 12
	A6	34 ± 1	42 ± 1	43 ± 1	31,5 ± 0,7	39 ± 2	63 ± 2
	A10	17 ± 2	20 ± 3	16 ± 11	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,1
Pelni	A4	20,7 ± 0,9	22,1 ± 0,4	24,6 ± 0,4	24,8 ± 0,5	30,5 ± 0,5	36,7 ± 0,5
	A7	6,4 ± 0,2	7,5 ± 0,3	8,5 ± 0,1	14,7 ± 0,4	22,9 ± 0,3	25,4 ± 0,5
	A12	31 ± 1	29,9 ± 0,9	26,6 ± 0,5	23,8 ± 0,4	23,4 ± 0,4	27,0 ± 0,5

LA-ICP-MS mērījumi apšu hibrīdu stumbriem gadskārtās veikti pa divām taisnām savstarpēji perpendikulārām trajektorijām. Līdz ar to ir iespējams izvērtēt ¹³C relatīvā daudzuma korelāciju starp minētajām savstarpēji perpendikulārajām trajektorijām.

Mērījumu rezultāti norāda uz salīdzinoši lielu ^{13}C relatīvā daudzuma variāciju ne tikai starp gadskārtām, bet arī vienas gadskārtas ietvaros, korelācijas koeficienti r starp divām taisnām savstarpēji perpendikulārām trajektorijām viena paraugkoka ietvaros variē no $-0,34$ līdz $0,75$. 3.20. attēlā ir parādīts ^{13}C relatīvais daudzums apšu hibrīda paraugkoka A12 gadskārtās — LA-ICP-MS mērījumi pa divām taisnām savstarpēji perpendikulārām trajektorijām, korelācijas koeficients r ir $0,59$.



3.20. att. ^{13}C relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A12 gadskārtās (LA-ICP-MS mērījumi pa divām taisnām savstarpēji perpendikulārām trajektorijām)

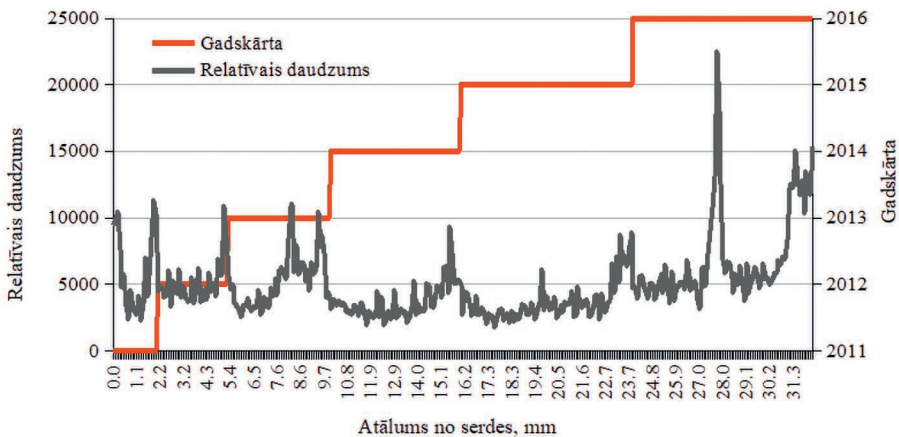
^{39}K relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

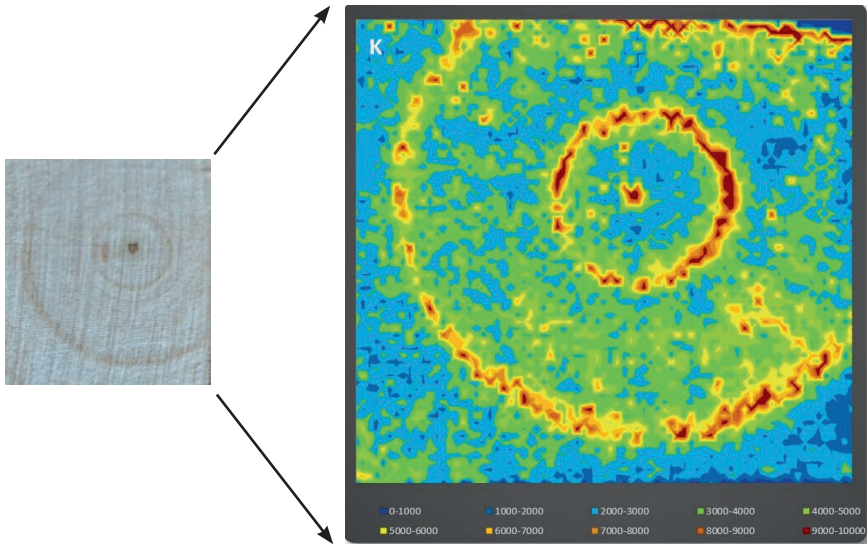
3.22. tabulā apkopots vidējais ^{39}K relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās. Salīdzinot gadskārtu vidējo ^{39}K relatīvo daudzumu, vislielākais ^{39}K relatīvais daudzums visās gadskārtās konstatēts paraugkokos, kas auguši parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu vai digestāta pamatmēslojums. Jāņem vērā, ka ar koksnes pelniem un digestātu augsnē arī ienests lielākais K daudzums, salīdzinot ar notekūdeņu attīrīšanas dūņu pamatmēslojumu (2.1. tabula). Gadskārtās, kas veidojušās laika posmā no 2011. līdz 2014. gadam, lielākais ^{39}K relatīvais daudzums konstatēts paraugkokos, kas auguši parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums (relatīvais daudzums atkarībā no paraugkoka un gadskārtas variē no 11768 ± 226 līdz 14829 ± 999). Gadskārtās, kas veidojušās 2015. un 2016. gadā, lielākais ^{39}K relatīvais daudzums konstatēts paraugkokā A10 parauglaukumā, kur ienests digestāta pamatmēslojums (relatīvais daudzums attiecīgi ir 11738 ± 348 un 18968 ± 751). Kopumā vērojama salīdzinoši liela gadskārtu vidējā ^{39}K relatīvā daudzuma variācija — no 1376 ± 31 apšu hibrīda 2013. gada gadskārtā (pamatmēslojuma veids — notekūdeņu attīrīšanas dūņas) līdz 18968 ± 751 apšu hibrīda 2016. gada gadskārtā (pamatmēslojuma veids — digestāts).

³⁹K vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

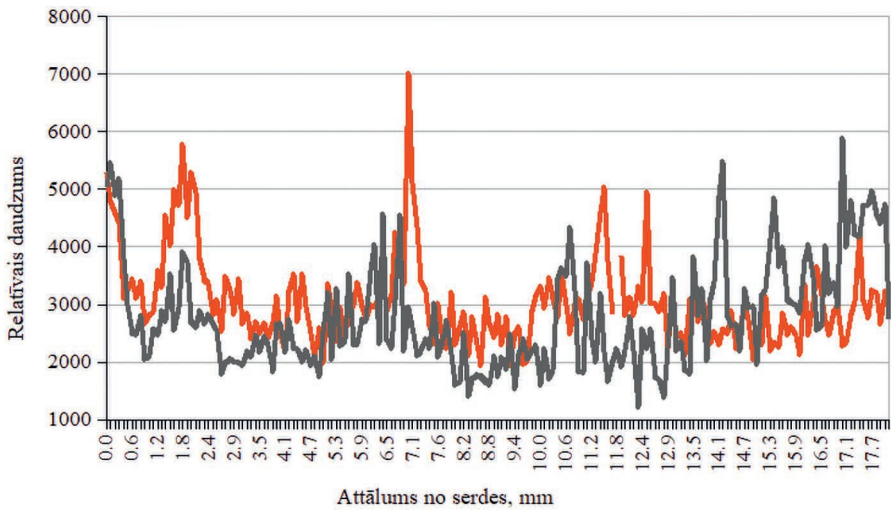
Pamatmēslējuma veids	Paugaugkoka Nr.	Gadskārta					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Kontrolē	A1	4419 ± 379	2800 ± 129	3077 ± 170	2813 ± 169	1704 ± 82	2325 ± 198
	A5	1674 ± 116	1508 ± 49	1431 ± 41	1893 ± 89	2649 ± 55	4733 ± 379
	A9	4023 ± 205	3116 ± 114	2898 ± 99	2837 ± 62	2896 ± 84	2979 ± 51
Dūņas	A2	6656 ± 238	4606 ± 119	4524 ± 160	3614 ± 129	2216 ± 36	1879 ± 53
	A8	2061 ± 121	2027 ± 115	1376 ± 31	2363 ± 151	3788 ± 87	5046 ± 198
	A11	12567 ± 526	8547 ± 343	7482 ± 366	5352 ± 210	3610 ± 76	5068 ± 163
Digestāts	A3	8650 ± 318	6079 ± 236	4595 ± 113	3041 ± 85	1955 ± 111	4769 ± 335
	A6	4591 ± 220	3762 ± 104	2970 ± 56	1950 ± 37	1874 ± 64	4895 ± 347
	A10	6394 ± 247	9150 ± 446	7901 ± 629	11223 ± 321	11738 ± 348	18968 ± 751
Pelni	A4	5900 ± 651	5031 ± 266	5316 ± 302	3658 ± 170	3660 ± 163	7042 ± 394
	A7	8141 ± 255	9139 ± 202	11768 ± 226	13518 ± 446	5243 ± 120	5463 ± 147
	A12	14829 ± 999	13033 ± 586	9248 ± 244	7271 ± 247	7820 ± 281	18764 ± 2573

Vienas gadskārtas ietvaros vērojamas būtiskas ³⁹K relatīvā daudzuma atšķirības. 3.21. un 3.22. attēlos parādīts ³⁹K relatīvais daudzums apšu hibrīda paraugkoka A4 gadskārtās. Vērojamas būtiskas ³⁹K relatīvā daudzuma atšķirības agrīnajā un vēlīnajā koksne — gadskārtu ietvaros vēlīnajā koksne konstatēts maksimālais ³⁹K relatīvais daudzums. 3.23. attēlā parādīti ³⁹K relatīvā daudzuma LA-ICP-MS mērījumu rezultāti pa divām taisnām savstarpēji perpendikulārām trajektorijām virzienā no stumbrā serdes uz mizu paraugkoka A9 gadskārtās. Apšu hibrīda (paraugkoks A9) gadskārtā, kas veidojusies 2011. gadā, konstatēta vidēji cieša korelācija starp 2 perpendikulāriem K relatīvā daudzuma mērījumiem, korelācijas koeficients $r = 0,62$. Nākamajās gadskārtās vērojama vāja korelācija ($r < 0,50$). Kā vienu no iemesliem var minēt gadskārtu platumu un attālumu no serdes jeb rādiusa nevienmērīgumu kokaugu stumbros.

3.21. att. ³⁹K relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 gadskārtās

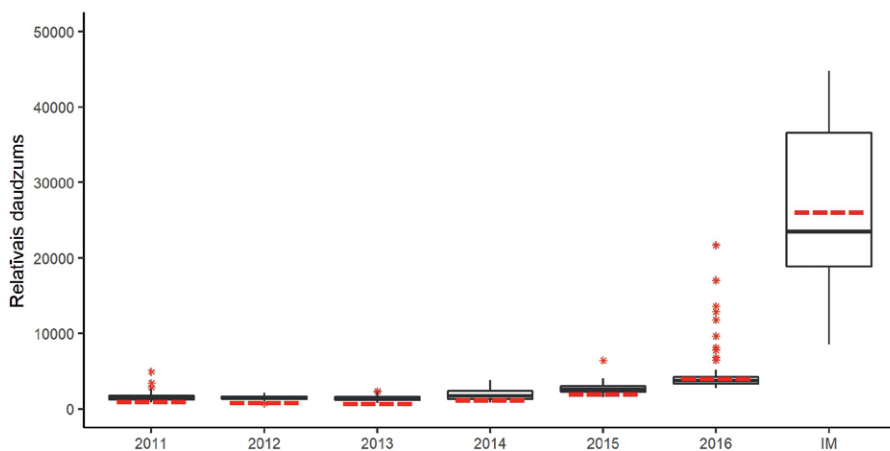


3.22. att. ^{39}K relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 pirmās trīs gadskārtās



3.23. att. ^{39}K relatīvā daudzuma mērījumi pa divām taisnām savstarpēji perpendikulārām trajektorijām apšu hibrīdu paraugkoka A9 gadskārtās

Salīdzinot ^{39}K relatīvo daudzumu apšu hibrīdu stumbru gadskārtās un iekšējā mizā, būtiski lielāks ^{39}K relatīvais daudzums konstatēts vaskulārajā kambijā un iekšējā mizā (3.24. att).



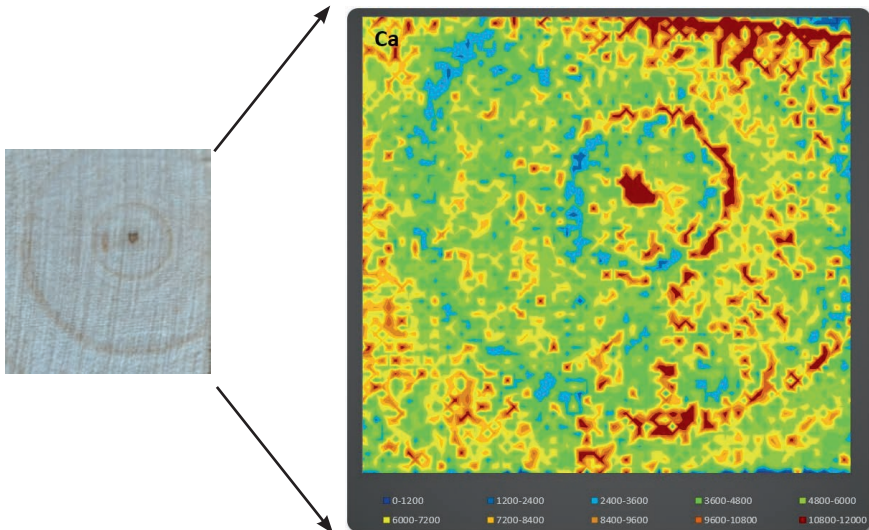
3.24. att. ^{39}K relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A5 gadskārtās un iekšējā mizā (IM) Melnā līnija, kas atrodas taisnstūrī, atbilst mediānai; sarkanā raustītā līnija atbilst datu kopas vidējais vērtībai; taisnstūra apakšējā un augšējā mala attiecīgi ir 1. un 3. kvartile; līnijas apašējais un augšējais punkts ir minimālā un maksimālā vērtība, kas nepārsniedz 1,5 reizes attālumu starp 1. un 3. kvartili, sarkanie punkti ir maksimālās vērtības, kas 1,5 reizes pārsniedz attālumu starp 1. un 3. kvartili.

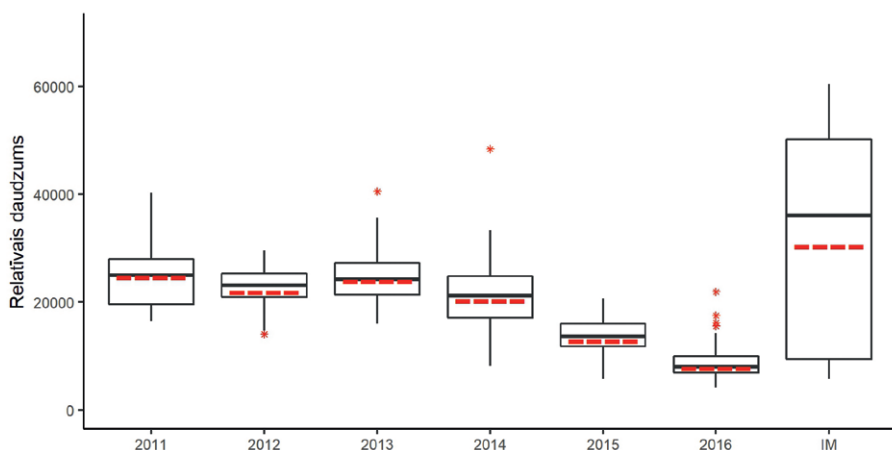
^{44}Ca relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbra gadskārtās

3.23. tabulā apkopots ^{44}Ca vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās. Salīdzinot ^{44}Ca gadskārtu vidējo relatīvo daudzumu apšu hibrīdos, kas auguši parauglaukumos, kur ienesti dažādi pamatmēslojuma veidi, nav vērojama viennozīmīga pamatmēslojuma ietekme, bet vērojamas būtiskas atšķirības starp paraugkokiem. Visās gadskārtās lielākais ^{44}Ca relatīvais daudzums konstatēts paraugkokā A12, kas audzis parauglaukumā, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums. Kopumā vērojama salīdzinoši liela gadskārtu vidējā ^{44}Ca relatīvā daudzuma variācija — no 6765 ± 277 apšu hibrīda 2012. gada gadskārtā (pamatmēslojuma veids — koksnes pelni) līdz 282099 ± 17320 apšu hibrīda 2012. gada gadskārtā (pamatmēslojuma veids — koksnes pelni). Tāpat vērojamas ^{44}Ca relatīvā daudzuma atšķirības vienas gadskārtas ietvaros, īpaši vēlinajā koksnes daļā (3.25. att.). Salīdzinot ^{44}Ca relatīvo daudzumu apšu hibrīdu stumbru koksne un iekšējā mizā, būtiski lielāks ^{44}Ca relatīvais daudzums konstatēts iekšējā mizā (3.26. att.).

⁴⁴Ca vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

Pamatmēsojuma veids	Paraugkoka Nr.	Gadskārta					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Kontrole	A1	21807 ± 5204	9374 ± 1056	11810 ± 1385	10481 ± 678	7469 ± 368	8401 ± 478
	A5	14340 ± 1118	11206 ± 619	10534 ± 355	12829 ± 500	8624 ± 272	7739 ± 264
	A9	27916 ± 5498	25602 ± 879	27840 ± 947	33060 ± 1066	29854 ± 569	23340 ± 724
Dūņas	A2	25539 ± 1413	22839 ± 725	24833 ± 929	21819 ± 901	13726 ± 322	8658 ± 270
	A8	26899 ± 5284	36606 ± 5369	14656 ± 900	12437 ± 263	11211 ± 307	13131 ± 358
	A11	26709 ± 1332	25747 ± 753	31239 ± 1032	26843 ± 697	18412 ± 433	17445 ± 406
Digestāts	A3	35199 ± 3497	24596 ± 648	28703 ± 722	21613 ± 552	8233 ± 256	8255 ± 194
	A6	9793 ± 462	10768 ± 415	13356 ± 384	10552 ± 301	13171 ± 471	21094 ± 635
	A10	16599 ± 589	20092 ± 946	40989 ± 3261	78739 ± 2740	97322 ± 5300	84405 ± 3427
Pelni	A4	59490 ± 24712	6765 ± 277	8488 ± 358	8134 ± 359	8948 ± 231	11240 ± 667
	A7	20379 ± 1477	16526 ± 771	17431 ± 636	20688 ± 668	28757 ± 826	34576 ± 1380
	A12	274505 ± 21610	282099 ± 17320	193755 ± 12819	176110 ± 12567	206543 ± 27318	224107 ± 12372

3.25. att. ⁴⁴Ca relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 pirmās trīs gadskārtās



3.26. att. ^{44}Ca relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A2 gadskārtās un iekšējā mizā (IM)

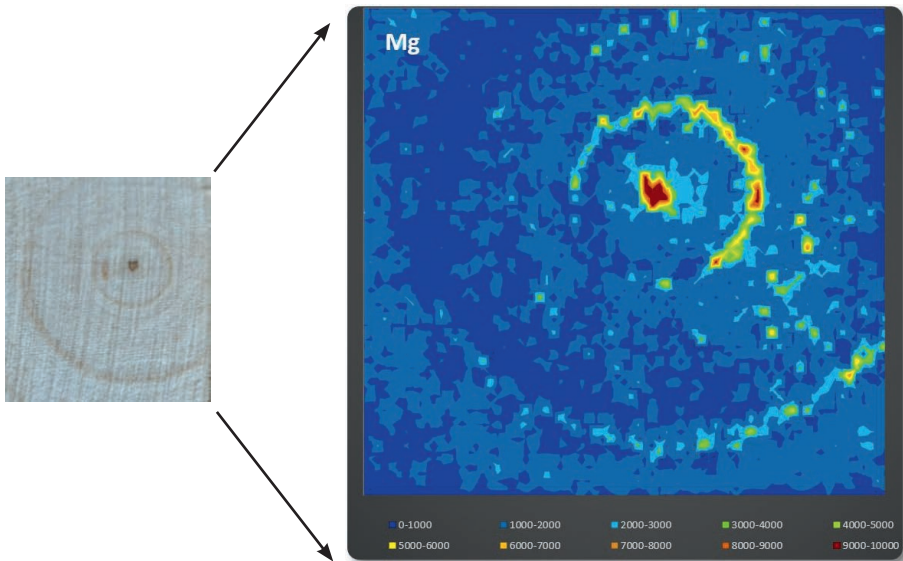
Melnā līnija, kas atrodas taisnstūrī, atbilst mediānai; sarkanā raustītā līnija atbilst datu kopas vidējais vērtībai; taisnstūra apakšējā un augšējā mala attiecīgi ir 1. un 3. kvartile; līnijas apašējais un augšējais punkts ir minimālā un maksimālā vērtība, kas nepārsniedz 1,5 reizes attālumu starp 1. un 3. kvartili, sarkanie punkti ir maksimālās vērtības, kas 1,5 reizes pārsniedz attālumu starp 1. un 3. kvartili.

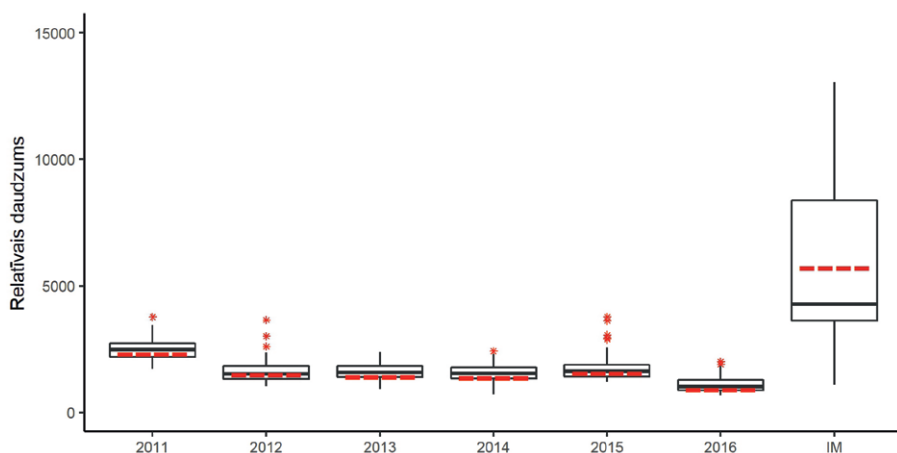
^{26}Mg relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

3.24. tabulā apkopots ^{26}Mg vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās. Salīdzinot gadskārtu vidējo ^{26}Mg relatīvo daudzumu, vērojama būtiska atšķirība starp paraugkokiem. Visās gadskārtās lielākais ^{26}Mg relatīvais daudzums konstatēts paraugkokā A12, kas audzis parauglaukumā, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums. Kopumā vērojama salīdzinoši liela gadskārtu vidējā ^{26}Mg relatīvā daudzuma variācija — no 62 ± 3 apšu hibrīda 2015. gada gadskārtā (pamatmēslojuma veids — digestāts) līdz 61614 ± 4878 apšu hibrīda 2011. gada gadskārtā (pamatmēslojuma veids — koksnes pelni). Tāpat iezīmējas ^{26}Mg relatīvā daudzuma atšķirības vienas gadskārtas ietvaros starp agrīno un vēlīno koksni, kā arī būtiski lielāks ^{26}Mg relatīvais daudzums konstatēts stumbra serdē un iekšējā mizā (3.27. un 3.28. att.).

^{26}Mg vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

Pamatmēslojuma veids	Paraugkoka Nr.	Gadskārta					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Kontrole	A1	4374 ± 1218	1258 ± 1096	1347 ± 1216	1403 ± 2911	1050 ± 2942	1015 ± 3957
	A5	990 ± 177	820 ± 32	849 ± 29	906 ± 44	830 ± 22	1415 ± 72
	A9	1480 ± 222	1535 ± 103	1541 ± 75	2010 ± 57	2013 ± 55	2004 ± 52
Dūņas	A2	2520 ± 105	1700 ± 104	1611 ± 57	1575 ± 33	1749 ± 53	1113 ± 31
	A8	2377 ± 413	2825 ± 282	1449 ± 71	1447 ± 33	1465 ± 33	1788 ± 44
	A11	2907 ± 119	2082 ± 71	2477 ± 81	2137 ± 71	1806 ± 56	2442 ± 45
Digestāts	A3	4295 ± 218	1507 ± 48	1393 ± 55	1052 ± 33	553 ± 24	1133 ± 53
	A6	11830 ± 63	1397 ± 63	1556 ± 36	1453 ± 45	1445 ± 51	2791 ± 99
	A10	1109 ± 52	996 ± 46	650 ± 50	63 ± 5	62 ± 3	91 ± 4
Pelni	A4	6784 ± 2039	1259 ± 72	1409 ± 61	1378 ± 72	1792 ± 64	3558 ± 273
	A7	2067 ± 75	1775 ± 93	1799 ± 34	2449 ± 55	2783 ± 73	3604 ± 124
	A12	61614 ± 4878	37158 ± 2918	21644 ± 1312	19492 ± 1617	20520 ± 1603	27642 ± 3755

3.27. att. ^{26}Mg relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 pirmās trīs gadskārtās



3.28. att. ^{26}Mg relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A2 stumbra gadskārtās un iekšējā mizā (IM)

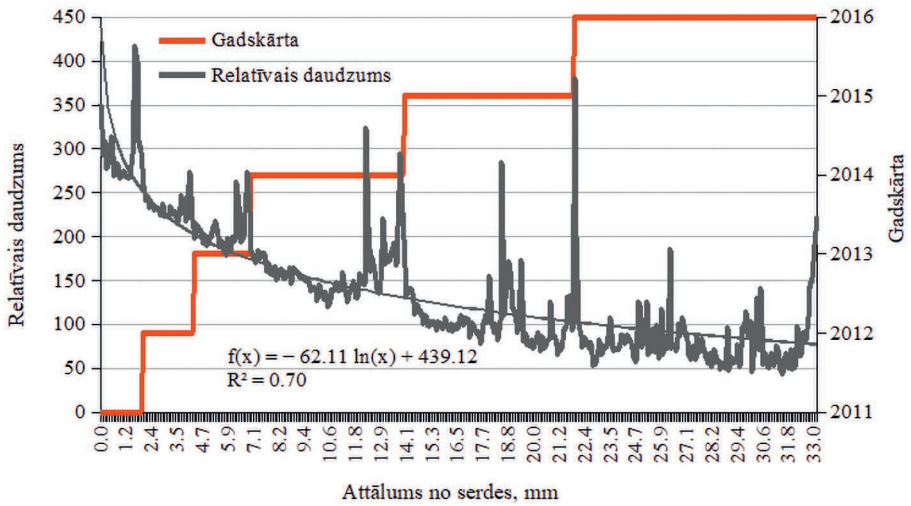
Melnā līnija, kas atrodas taisnstūrī, atbilst mediānai; sarkanā raustītā līnija atbilst datu kopas vidējais vērtībai; taisnstūra apakšējā un augšējā mala attiecīgi ir 1. un 3. kvartile; līnijas apašējais un augšējais punkts ir minimālā un maksimālā vērtība, kas nepārsniedz 1,5 reizes attālumu starp 1. un 3. kvartili, sarkanie punkti ir maksimālās vērtības, kas 1,5 reizes pārsniedz attālumu starp 1. un 3. kvartili

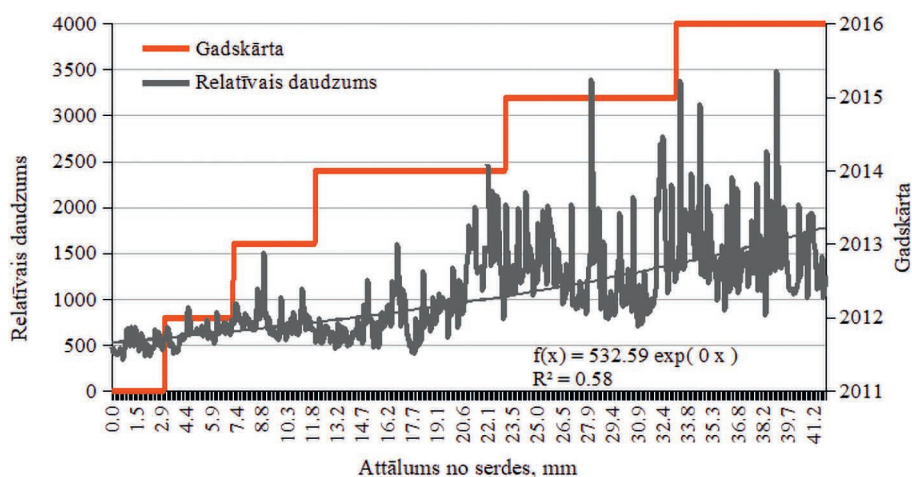
^{31}P relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

3.25. tabulā apkopots ^{31}P vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās. Salīdzinot gadskārtu ^{31}P vidējo relatīvo daudzumu, vērojama notekūdeņu attīrīšanas dūņu un koksnes pelnu pamatmēslojuma ietekme uz ^{31}P relatīvo daudzumu apšu hibrīdu gadskārtās: apšu hibrīdu paraugkokos, kas auguši parauglaukumos, kur ar pamatmēslojumu ienests papildus fosfors, konstatēts lielāks ^{31}P relatīvais daudzums koksnē nekā paraugkokos kontroles parauglaukumos. Atsevišķos paraugkokos, piemēram A1 (kontroles parauglaukums), vērojama tendence ^{31}P relatīvam daudzumam koksnē samazināties virzienā no stumbra serdes uz mizu atbilstoši logaritmiskai regresijai (3.29. att.). Turklāt kontroles parauglaukumos vērojama vidēji cieša un cieša korelācija starp gada vidējo $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ saturu augsnes ūdenī un ^{31}P vidējo relatīvo daudzumu apšu hibrīdu stumbru attiecīgās gadskārtās, Pīrsona korelācijas koeficienti r variē no 0,60 līdz 0,90. Savukārt citos paraugkokos, piemēram A11, vērojama pretēja tendence (3.30. att.), kas skaidrojama ar pamatmēslojuma (notekūdeņu attīrīšanas dūņu) ietekmi. To apstiprina cieša korelācija, kas minētajā parauglaukumā konstatēta starp gada vidējo $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ saturu augsnes ūdenī un ^{31}P vidējo relatīvo daudzumu apšu hibrīdu stumbra attiecīgajās gadskārtās (Pīrsona korelācijas koeficients r ir 0,86). Tāpat iezīmējas ^{31}P relatīvā daudzuma atšķirības vienas gadskārtas ietvaros starp agrīno un vēlīno koksni, kā arī būtiski lielāks ^{31}P relatīvais daudzums konstatēts stumbra serdē un iekšējā mizā (3.31. att.).

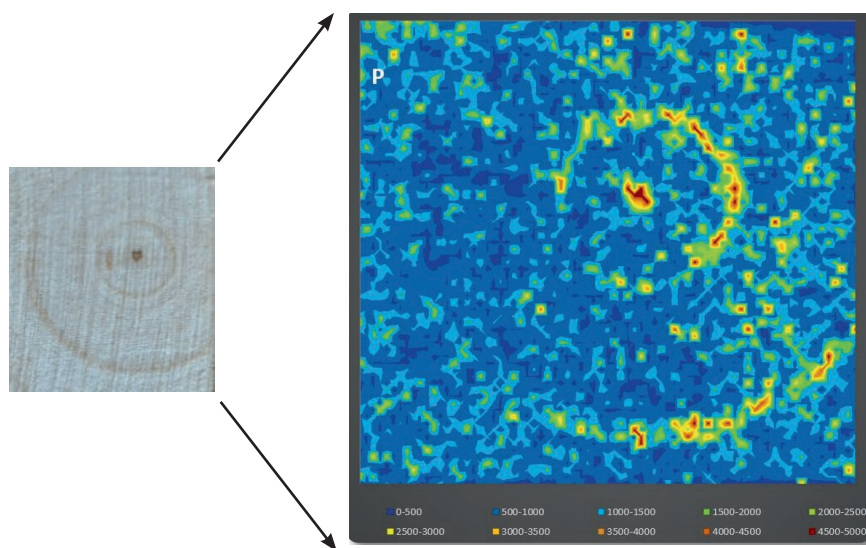
³¹P vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

Pamatmērolojuma veids	Pauga-koka Nr.	Gadskārta					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Kontrolē	A1	299 ± 10	234 ± 3	207 ± 4	161 ± 4	106 ± 3	84 ± 4
	A5	267 ± 5	204 ± 3	162 ± 2	173 ± 7	141 ± 4	73 ± 4
	A9	269 ± 7	223 ± 4	168 ± 3	268 ± 4	220 ± 6	155 ± 4
Dūņas	A2	481 ± 22	393 ± 11	389 ± 7	333 ± 5	264 ± 7	179 ± 7
	A8	285 ± 6	501 ± 38	380 ± 12	315 ± 8	148 ± 4	98 ± 2
	A11	511 ± 17	638 ± 16	774 ± 24	999 ± 78	1349 ± 48	1562 ± 52
Digestāts	A3	250 ± 3	228 ± 3	181 ± 3	175 ± 4	94 ± 3	102 ± 7
	A6	266 ± 4	273 ± 7	267 ± 8	143 ± 4	79 ± 1	89 ± 3
	A10	333 ± 12	477 ± 12	568 ± 26	487 ± 15	201 ± 6	124 ± 5
Pelni	A4	514 ± 61	297 ± 9	351 ± 17	274 ± 12	304 ± 15	496 ± 33
	A7	890 ± 22	887 ± 19	857 ± 13	728 ± 35	310 ± 7	299 ± 12
	A12	5374 ± 597	3910 ± 266	2924 ± 141	2635 ± 194	2885 ± 234	3210 ± 134

3.29. att. ³¹P relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A1 gadskārtās



3.30. att. ³¹P relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A11 gadskārtās



3.31. att. ³¹P relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 pirmās trīs gadskārtās

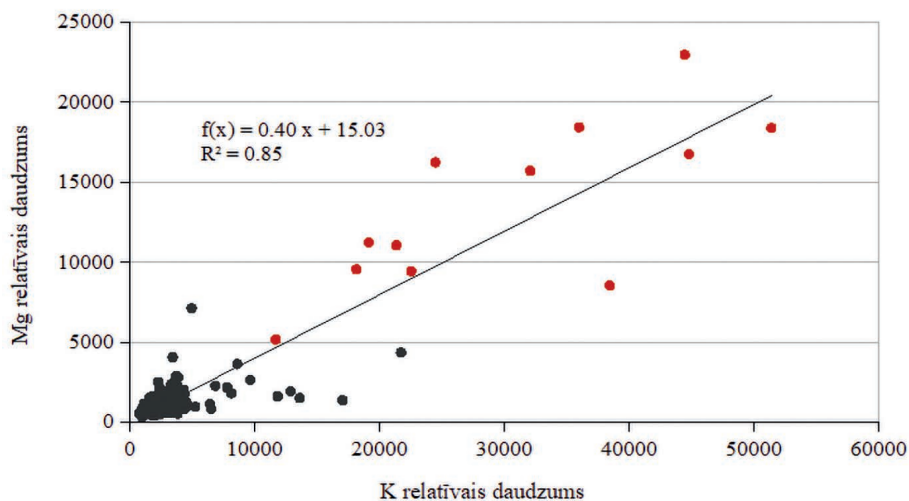
3.26. tabulā apkopoti Pīrsona korelācijas koeficienti (r), kas raksturo sakarību ciešumu starp dažādu makroelementu stabilo izotopu (²⁶Mg, ³¹P, ³⁹K, ⁴⁴Ca) relatīvo daudzumu koksnē. Konstatēta salīdzinoši liela Pīrsona korelācijas koeficientu variācija

starp paraugkokiem. Piemēram, korelācija starp ^{39}K un ^{26}Mg relatīvo daudzumu apšu hibridu koksne atsevišķos paraugkokos neeksistē, bet atsevišķos paraugkokos, piemēram A5, novērota pat cieša korelācija (3.32 att.). Tomēr jāņem vērā, ka šajā gadījumā korelācijas ciešumu būtiski ietekmē augstas intensitātes rādītāji vaskulārajā kambijā un iekšējā mizā. Vidēji visciešākā makroelementu relatīvā daudzuma korelācija konstatēta starp ^{44}Ca un ^{26}Mg izotopiem (3.33 att.).

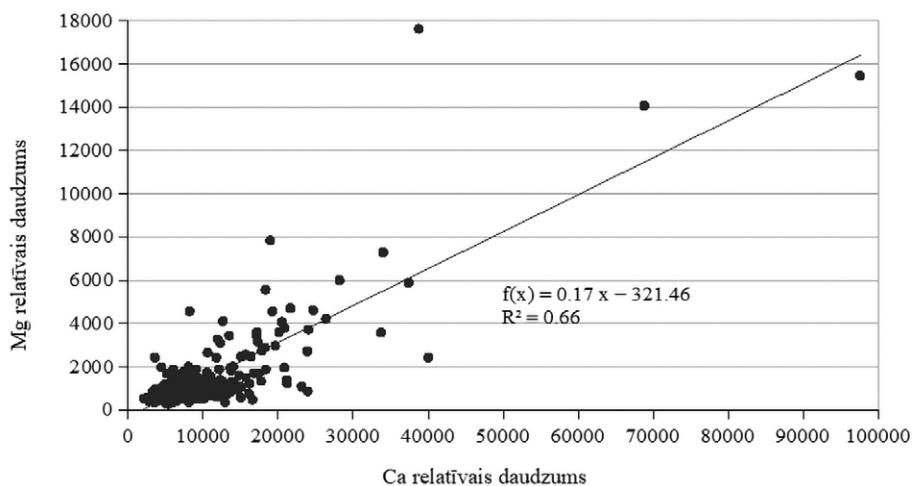
3.26. tabula

Pirsona korelācijas koeficienti (r) starp makroelementu stabilo izotopu relatīvo daudzumu koksne

Korelācijas koeficienti (r)	Vērtība	^{26}Mg	^{31}P	^{39}K	^{44}Ca
31P	vidējā	0,28	–		
	mediāna	0,29	–		
	minimālā-maksimālā	–0,22 – 0,66	–		
39K	vidējā	0,43	0,23	–	
	mediāna	0,54	0,23	–	
	minimālā-maksimālā	–0,46 – 0,92	–0,56 – 0,79	–	
44Ca	vidējā	0,52	0,27	0,37	–
	mediāna	0,64	0,40	0,47	–
	minimālā-maksimālā	–0,66 – 0,81	–0,32 – 0,73	–0,20 – 0,77	–



3.32. att. Sakarība starp ^{39}K un ^{26}Mg relatīvo daudzumu paraugkoka A5 gadskārtu koksne
Ar pelēku krāsu apzīmētie punkti atbilst mērījumiem stumbra gadskārtu koksne,
ar sarkanu krāsu — vaskulārajā kambijā un iekšējā mizā



3.33. att. Sakarība starp ^{44}Ca un ^{26}Mg relatīvo daudzumu paraugkoka A1 gadskārtu koksņē

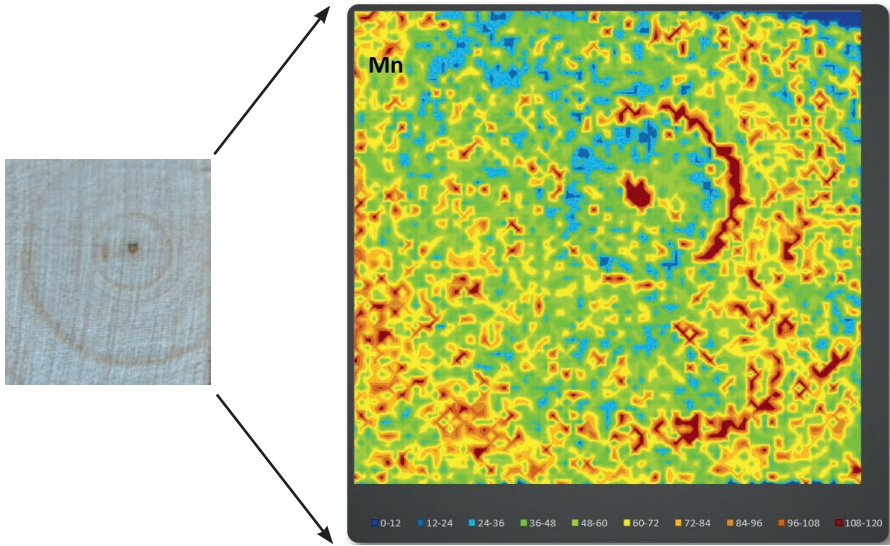
^{55}Mn relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

3.27. tabulā apkopots ^{55}Mn vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās. Salīdzinot ^{55}Mn vidējo relatīvo daudzumu apšu hibrīdu gadskārtās, nav vērojama pamatmēslojuma ietekme, tāpat nav vērojama viennozīmīga tendence ^{55}Mn relatīvam saturam samazināties vai palielināties virzienā no serdes uz mizu, bet iezīmējas ^{55}Mn relatīvā daudzuma atšķirības vienas gadskārtas ietvaros starp agrīno un vēlīno koksni, kā arī būtiski lielāks ^{55}Mn relatīvais daudzums konstatēts stumbra serdē un iekšējā mizā (3.34. un 3.35. att.).

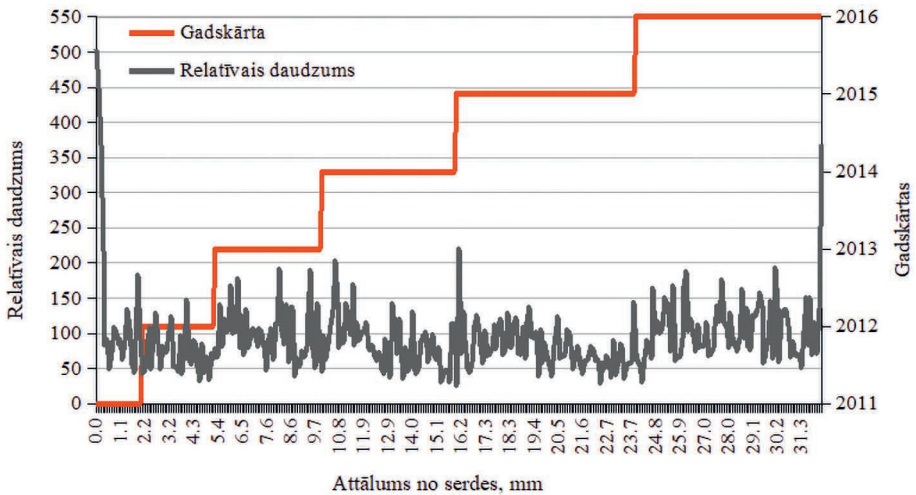
3.27. tabula

^{55}Mn vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

Pamatmēslojuma veids	Paraugkoka Nr.	Gadskārta					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Kontrolē	A1	88 ± 32	35 ± 2	38 ± 3	37 ± 2	28 ± 2	33 ± 2
	A5	172 ± 27	120 ± 5	132 ± 4	151 ± 4	125 ± 4	101 ± 4
	A9	313 ± 34	228 ± 12	205 ± 7	217 ± 5	238 ± 6	183 ± 5
Dūņas	A2	254 ± 17	187 ± 6	214 ± 12	169 ± 6	125 ± 4	91 ± 4
	A8	48 ± 7	84 ± 10	67 ± 3	78 ± 2	75 ± 2	84 ± 3
	A11	243 ± 15	234 ± 8	288 ± 12	241 ± 7	164 ± 4	154 ± 5
Digestāts	A3	451 ± 33	279 ± 8	326 ± 12	233 ± 7	116 ± 3	101 ± 3
	A6	91 ± 5	120 ± 5	169 ± 6	123 ± 5	123 ± 5	205 ± 7
	A10	79 ± 3	147 ± 10	185 ± 13	210 ± 8	239 ± 9	273 ± 10
Pelni	A4	147 ± 29	73 ± 5	101 ± 5	85 ± 4	80 ± 3	106 ± 5
	A7	240 ± 17	299 ± 48	358 ± 79	199 ± 9	281 ± 8	305 ± 10
	A12	981 ± 70	998 ± 78	801 ± 61	743 ± 45	805 ± 59	1045 ± 46



3.34. att. ^{55}Mn relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 pirmās trīs gadskārtās

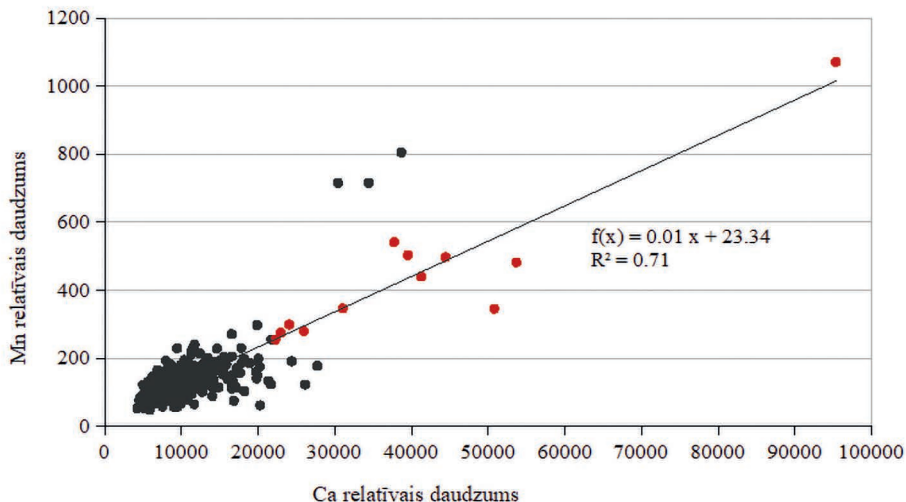


3.35. att. ^{55}Mn relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 gadskārtās

Pētījuma ietvaros izvērtēti Pīrsona korelācijas koeficienti, kas raksturo sakarību ciešumu starp ^{55}Mn un citu makro- un mikroelementu izotopu relatīvo daudzumu apšu hibrīdu paraugkoku gadskārtās (3.28. tabula). Atsevišķiem paraugkiem konstatēta vidēji cieša vai pat cieša ^{55}Mn relatīvā daudzuma korelācija ar ^{26}Mg , ^{31}P , ^{39}K , ^{44}Ca , ^{53}Cr , ^{56}Fe , ^{66}Zn un ^{208}Pb relatīvo daudzumu. Vidēji visciešākā korelācija konstatēta starp ^{55}Mn un ^{44}Ca relatīvo daudzumu (3.36. att.).

Pirsona korelācijas koeficienti (r) starp ^{55}Mn un citu makro- un mikroelementu stabilo izotopu relatīvo daudzumu

Vērtība	^{26}Mg	^{31}P	^{39}K	^{44}Ca	^{53}Cr	^{56}Fe	^{60}Ni	^{63}Cu	^{66}Zn	^{111}Cd	^{208}Pb
vidējā	0,41	0,31	0,39	0,68	0,13	0,35	0,14	0,10	0,38	0,27	0,15
mediāna	0,53	0,37	0,40	0,72	0,04	0,38	0,17	0,14	0,40	0,32	0,05
minimālā	-0,44	-0,28	-0,28	0,40	-0,11	-0,02	-0,20	-0,29	-0,37	-0,36	-0,25
maksimālā	0,69	0,71	0,71	0,84	0,86	0,89	0,32	0,31	0,77	0,47	0,76



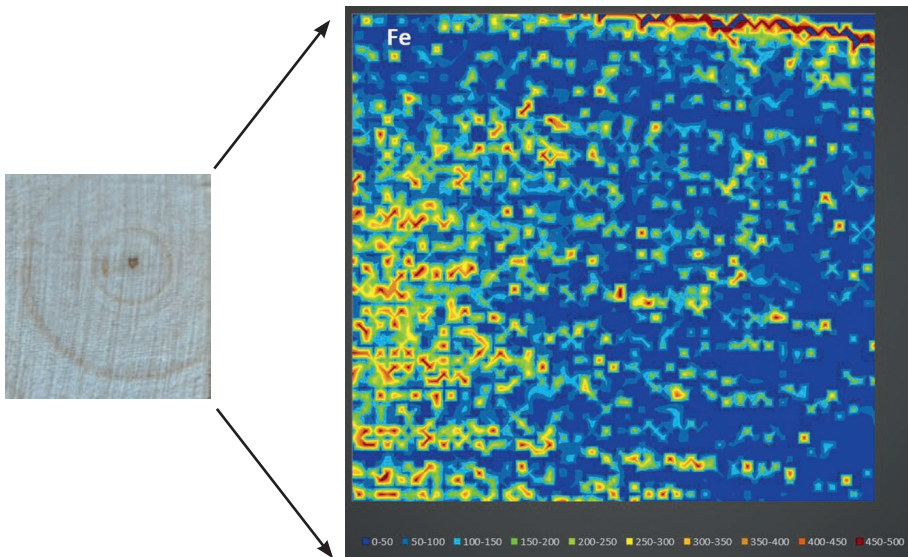
3.36. att. Sakarība starp ^{55}Mn un ^{44}Ca relatīvo daudzumu apšu hibrīdu paraugkokā A5
Ar pelēku krāsu apzīmētie punkti atbilst mērījumiem stumbra gadskārtu koksnē,
ar sarkanu krāsu — vaskulārajā kambijā un iekšējā mizā

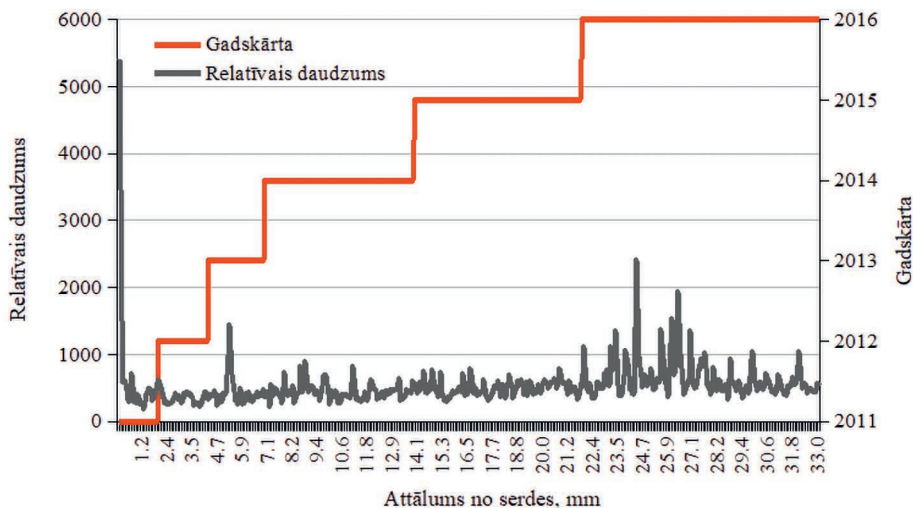
^{56}Fe relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

3.29. tabulā apkopots ^{56}Fe vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās. Kopumā vērojama salīdzinoši liela gadskārtu ^{56}Fe vidējā relatīvā daudzuma variācija — no 99 ± 27 apšu hibrīda 2011. gada gadskārtā (pamatmēslojuma veids — koksnes pelni) līdz 8561 ± 255 apšu hibrīda 2015. gada gadskārtā (pamatmēslojuma veids — digestāts). Atšķirībā no iepriekš apskatīto elementu izotopiem (^{39}K , ^{44}Ca , ^{26}Mg , ^{31}P un ^{55}Mn), nav vērojamas būtiskas atšķirības starp ^{56}Fe relatīvo daudzumu agrīnā un vēlīnā koksnē (3.37. un 3.38. att.). Salīdzinot gadskārtu ^{56}Fe vidējo relatīvo daudzumu paraugkokos, kas auguši parauglaukumos, kur ienests dažāda veida pamatmēslojums, nav vērojama pamatmēslojuma ietekme uz ^{56}Fe relatīvo daudzumu.

⁵⁶Fe vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīdu stumbru gadskārtās

Pamatmēslojuma veids	Paraugkoka Nr.	Gadskārta					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Kontrolē	A1	2194 ± 1488	356 ± 18	449 ± 47	452 ± 15	505 ± 13	659 ± 29
	A5	880 ± 90	818 ± 46	778 ± 26	928 ± 91	621 ± 28	452 ± 15
	A9	767 ± 48	1309 ± 46	1825 ± 142	1464 ± 69	1420 ± 51	962 ± 70
Dūņas	A2	1270 ± 236	1139 ± 64	1275 ± 93	1131 ± 100	519 ± 62	168 ± 14
	A8	341 ± 22	414 ± 41	551 ± 18	550 ± 19	735 ± 32	1098 ± 58
	A11	146 ± 23	243 ± 15	234 ± 8	288 ± 12	241 ± 7	164 ± 4
Digestāts	A3	1915 ± 367	3628 ± 528	2202 ± 146	1429 ± 102	280 ± 16	211 ± 10
	A6	362 ± 34	442 ± 21	578 ± 17	966 ± 25	1321 ± 50	1967 ± 116
	A10	633 ± 31	705 ± 27	2294 ± 302	6996 ± 182	8561 ± 255	7659 ± 188
Pelni	A4	99 ± 27	298 ± 214	183 ± 26	147 ± 21	162 ± 18	239 ± 23
	A7	743 ± 59	993 ± 110	938 ± 38	1351 ± 310	1432 ± 39	1859 ± 132
	A12	2666 ± 280	3049 ± 222	2362 ± 148	1835 ± 112	1843 ± 143	2432 ± 118

3.37. att. ⁵⁶Fe relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 pirmās trīs gadskārtās



3.38. att. ^{56}Fe relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A1 gadskārtās

Pētījuma ietvaros izvērtēti Pīrsona korelācijas koeficienti, kas raksturo korelāciju ciešumu starp ^{56}Fe un citu makro- un mikroelementu izotopu relatīvo daudzumu apšu hibrīdu paraugkoku gadskārtās (3.30 tabula). Atsevišķiem paraugkokiem konstatēta pozitīva, vidēji cieša vai pat cieša ^{56}Fe relatīvā daudzuma korelācija ar ^{44}Ca , ^{53}Cr , ^{55}Mn , ^{66}Zn un ^{208}Pb relatīvo daudzumu. Savukārt atsevišķiem paraugkokiem konstatēta negatīva, vidēji cieša vai pat cieša ^{56}Fe relatīvā daudzuma korelācija ar ^{26}Mg , ^{63}Cu , ^{66}Zn , ^{111}Cd un ^{208}Pb izotopu relatīvo daudzumu. Ņemot vērā lielo korelācijas koeficientu dažādību un atšķirības starp paraugkokiem, nav novērota vienota tendence attiecībā uz ^{56}Fe un citu mikro- un makroelementu izotopu savstarpējām attiecībām stubra gadskārtās kopumā.

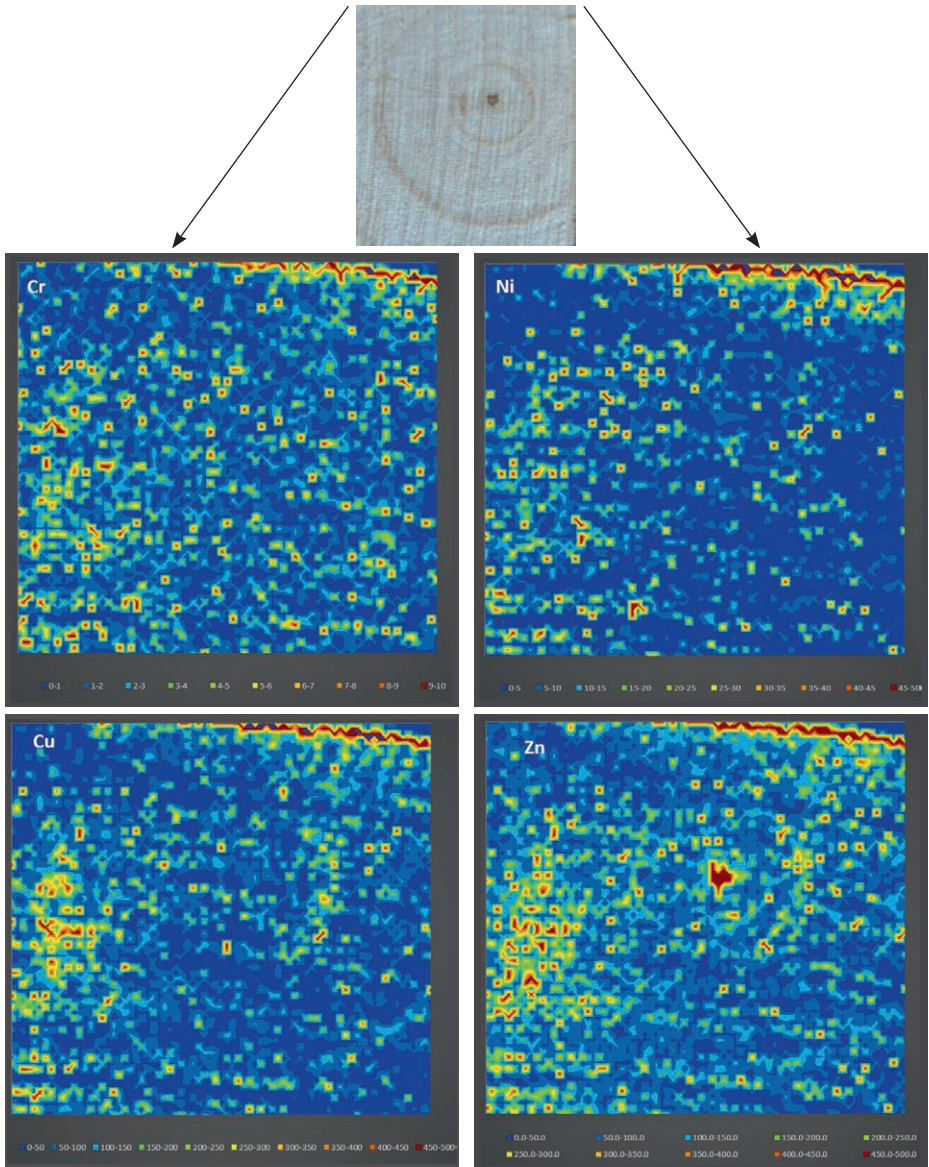
3.30. tabula

Pīrsona korelācijas koeficienti (r) starp ^{56}Fe un citu makro- un mikroelementu stabilo izotopu relatīvo daudzumu koksņē

Vērtība	^{26}Mg	^{31}P	^{39}K	^{44}Ca	^{53}Cr	^{55}Mn	^{60}Ni	^{63}Cu	^{66}Zn	^{111}Cd	^{208}Pb
vidējā	0,03	0,00	0,14	0,32	0,17	0,35	0,17	0,12	0,25	0,11	0,24
mediāna	0,05	0,02	0,12	0,29	0,11	0,38	0,20	0,13	0,32	0,19	0,24
minimālā	-0,81	-0,51	-0,15	-0,06	-0,27	-0,02	-0,42	-0,52	-0,76	-0,74	-0,52
maksimālā	0,44	0,40	0,49	0,81	0,97	0,89	0,41	0,34	0,76	0,37	0,82

Smago metālu izotopu saturs apšu hibrīdu stubra gadskārtās

3.39. attēlā ir parādīts smago metālu izotopu (^{53}Cr , ^{60}Ni , ^{63}Cu un ^{66}Zn) relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 gadskārtās.

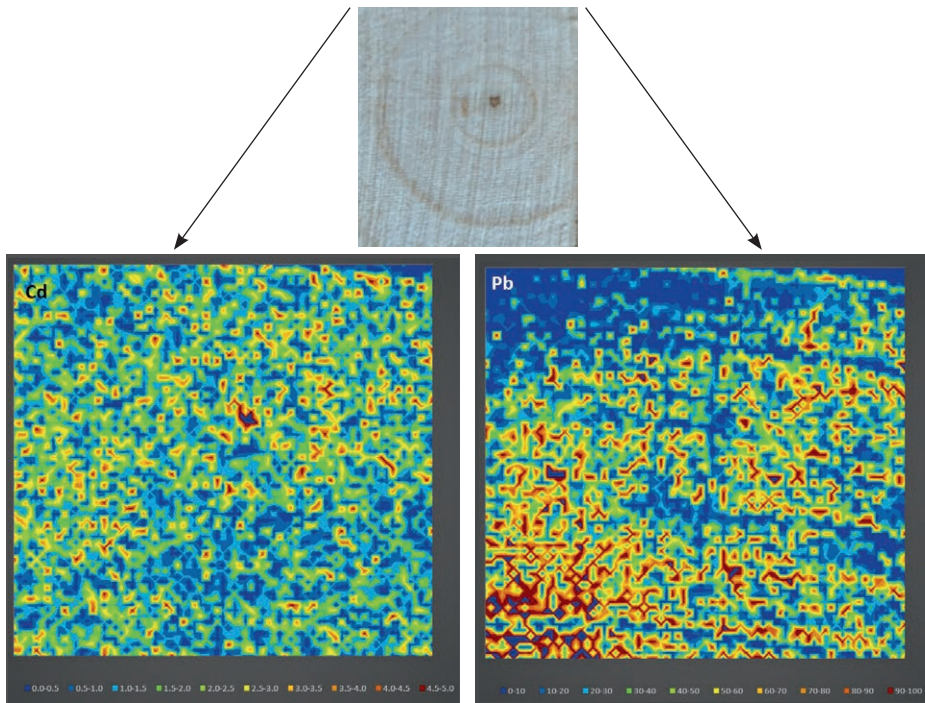


3.39. att. Smago metālu izotopu (^{53}Cr , ^{60}Ni , ^{63}Cu , ^{66}Zn) relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 pirmās trīs gadskārtās

Atšķirībā no iepriekš apskatīto elementu izotopiem (^{39}K , ^{44}Ca , ^{26}Mg , ^{31}P un ^{55}Mn), nav vērojamas būtiskas atšķirības starp ^{53}Cr , ^{60}Ni , ^{63}Cu un ^{66}Zn relatīvo daudzumu agrīnā un vēlinā koksnē. Lai novērtētu pamatmēslojuma ietekmi uz attiecīgo smago metālu izotopu relatīvo daudzumu apšu hibrīdu koksnē, analizēts smago metālu izotopu vidējais relatīvais daudzums apšu hibrīda paraugkokos atkarībā no pamatmēslojuma veida. Salīdzinot ^{53}Cr , ^{63}Cu un ^{66}Zn relatīvo daudzumu koksnē apšu hibrīdu paraugkokos, kas

auguši kontroles parauglaukumos un parauglaukumos, kur ienests pamatmēslējums, konstatēts, ka visos mēslotajos parauglaukumos apšu hibrīdu koksņē ir statistiski būtiski ($p < 0,05$) lielāks ^{53}Cr , ^{63}Cu un ^{66}Zn vidējais relatīvais daudzums nekā kontroles parauglaukumos. Bet salīdzinot ^{60}Ni relatīvo daudzumu koksņē apšu hibrīdu paraugkokos, kas auguši kontroles parauglaukumos, un parauglaukumos, kur ienests pamatmēslējums, konstatēts, ka parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu un digestāta pamatmēslējums, apšu hibrīdu koksņē ir statistiski būtiski ($p < 0,05$) lielāks ^{60}Ni vidējais relatīvais daudzums nekā kontroles parauglaukumos. Vidēji lielākais ^{53}Cr , ^{60}Ni , ^{63}Cu un ^{66}Zn relatīvais daudzums konstatēts paraugkokos, kas auguši parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslējums (attiecīgi, 25 ± 4 , 17 ± 4 , 105 ± 4 un 510 ± 23), bet mazākais — kontroles parauglaukumos (attiecīgi, $11,1 \pm 0,9$, $3,9 \pm 0,4$, $48,0 \pm 0,4$ un 261 ± 6).

3.40. attēlā ir parādīts smago metālu izotopu (^{111}Cd un ^{208}Pb) relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 gadskārtās. Nav vērojamas būtiskas atšķirības starp ^{111}Cd un ^{208}Pb relatīvo daudzumu agrīnā un vēlinā koksņē. Lai novērtētu pamatmēslējuma ietekmi uz ^{111}Cd un ^{208}Pb relatīvo daudzumu apšu hibrīdu koksņē, analizēts vidējais ^{111}Cd un ^{208}Pb relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkokos atkarībā no pamatmēslējuma veida. Salīdzinot ^{111}Cd vidējo relatīvo daudzumu koksņē apšu hibrīdu paraugkokos, kas auguši kontroles parauglaukumos, un parauglaukumos, kur ienests pamatmēslējums, konstatēts, ka nav vērojama statistiski būtiska ($p > 0,05$) pamatmēslējuma



3.40. att. Smago metālu izotopu (^{111}Cd un ^{208}Pb) relatīvais daudzums apšu hibrīdu paraugkoka A4 pirmās trīs gadskārtās

ietekme uz ^{111}Cd relatīvo daudzumu apšu hibrīda koksne. Lielākais ^{111}Cd vidējais relatīvais daudzums konstatēts paraugkokos, kas auguši parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums (19 ± 2), bet mazākais — parauglaukumos, kur ienests digestāta pamatmēslojums ($4,0 \pm 0,2$). Atšķirība starp vidējo ^{111}Cd relatīvo daudzumu koksne apšu hibrīda paraugkokos, kas auguši kontroles parauglaukumos, un parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums, ir ievērojama, bet lielās ^{111}Cd relatīvā daudzuma variācijas dēļ atšķirība nav statistiski būtiska.

Salīdzinot vidējo ^{208}Pb relatīvo daudzumu koksne apšu hibrīdu paraugkokos, kas auguši kontroles parauglaukumos, un parauglaukumos, kur ienests pamatmēslojums, konstatēts, ka visos mēslotajos parauglaukumos apšu hibrīdu koksne ir statistiski būtiski ($p < 0,05$) lielāks vidējais ^{208}Pb relatīvais daudzums nekā kontroles parauglaukumos. Lielākais vidējais ^{208}Pb relatīvais daudzums konstatēts paraugkokos, kas auguši parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums (42 ± 2), bet mazākais — kontroles parauglaukumos ($18,6 \pm 0,7$).

Smago metālu transportēšanas mehānismu raksturojums *Populus* kokaugos ir maz aprakstīts (Guerra *et al.*, 2011). Ca joni, kas atrodas kokaugu šūnu sienās, ietilpst arī pektīna sastāvā un saista urīnskābes nemetilētās karboksilgrupas. Ir zināms, ka pektīns ir efektīvs metālu jonu sorbents un plaši tiek izmantots, piemēram, medicīnā, lai attīrītu organismu no toksiskiem joniem (Silkin & Ekimova, 2012). Līdz ar to var pieņemt, ka Ca un smago metālu joni ir daļa no viena un tā paša polimēra, visticamāk, daļa no pektīna.

Pētījuma ietvaros izvērtēti Pīrsona korelācijas koeficienti, kas raksturo lineāru sakarību ciešumu starp smago metālu izotopu un citu makro- un mikroelementu izotopu relatīvo daudzumu apšu hibrīdu paraugkoku gadskārtās. Cieša, pozitīva korelācija ($r > 0,5$) konstatēta starp gadskārtu vidējo ^{44}Ca un ^{111}Cd relatīvo daudzumu un starp ^{44}Ca un ^{208}Pb relatīvo daudzumu. Atsevišķos apšu hibrīdu paraugkokos konstatēta cieša, pozitīva korelācija starp gadskārtu vidējo ^{111}Cd un ^{39}K relatīvo daudzumu un starp gadskārtu vidējo ^{111}Cd un ^{26}Mg relatīvo daudzumu. Korelācijas koeficienti, kas raksturo sakarību ciešumu starp smago metālu (^{111}Cd un ^{208}Pb) un makroelementu (^{26}Mg , ^{39}K , ^{44}Ca) izotopu vidējo relatīvo daudzumu apšu hibrīdu paraugkoku gadskārtās, ir apkopotī 3.31. tabulā.

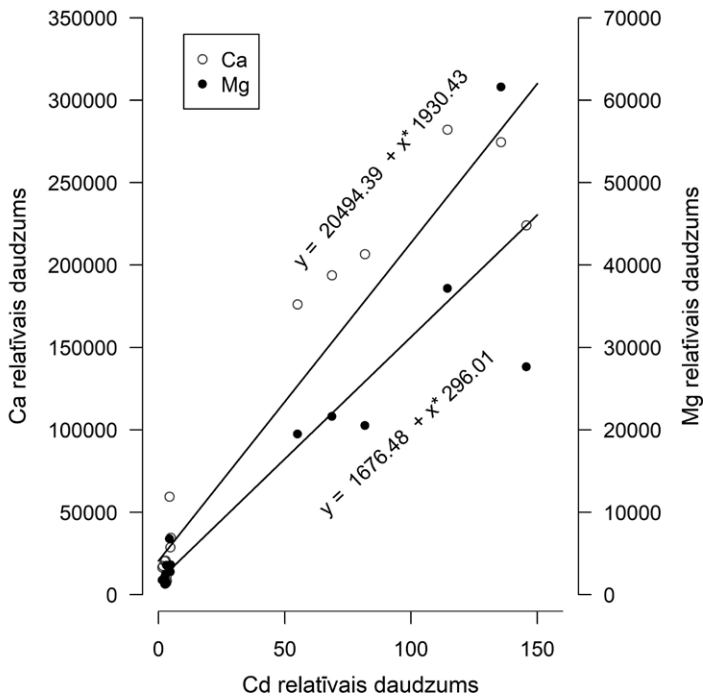
3.31. tabula

Lineāru sakarību starp smago metālu un makroelementu izotopu vidējo relatīvo daudzumu apšu hibrīdu stumbru gadskārtās korelācijas koeficientu (r) variācijas raksturojums

Sastopamības biežums	r vērtība	^{208}Pb	^{111}Cd
^{44}Ca	$r < -0,5$	17%	17%
	$-0,5 < r < 0,4$	33%	8%
	$r > 0,5$	50%	75%
^{39}K	$r < -0,5$	33%	25%
	$-0,5 < r < 0,4$	33%	25%
	$r > 0,5$	33%	50%
^{26}Mg	$r < -0,5$	8%	0%
	$-0,5 < r < 0,4$	58%	25%
	$r > 0,5$	33%	75%

Visos paraugkokos, kas auguši parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums, konstatēta cieša, pozitīva korelācija starp apšu hibrīdu stumbra gadskārtu vidējo ^{111}Cd un ^{44}Ca relatīvo daudzumu (vidēji r ir 0,87) un starp ^{111}Cd un ^{26}Mg relatīvo daudzumu (vidēji r ir 0,83, 3.41. att.). Savukārt visos paraugkokos, kas auguši kontroles parauglaukumos, konstatēta vidēji cieša, pozitīva korelācija starp apšu hibrīdu stumbra gadskārtu vidējo ^{208}Pb un ^{44}Ca relatīvo daudzumu (vidēji r ir 0,77).

Korelācijas starp smago metālu un makroelementu relatīvo daudzumu apšu hibrīdu gadskārtās ir skaidrojamas ar specifiskiem elementu klāsteru transporta mehānismiem. Piemēram, P tipa adenozīna trifosfāti (ATF) tiek izmantoti, lai pārvietot dažādu jonu kopas, tajā skatā H^+ , Na^+/K^+ , H^+/K^+ un Ca^{2+} , kā arī smagos metālus un iespējams arī lipīdus (Kuhlbrandt 2004). $\text{P}_{1\text{B}}$ tipa ATF, kas tiek dēvēti arī par smago metālu ATF, ir iesaistīti gan būtisko smago metālu, gan potenciāli toksisko smago metālu transportā starp šūnu membrānām. Smago metālu ATF pētījumi liecina, ka attiecīgie transportētāji iedalās divās grupās atbilstoši to metāla-substrāta specifikai: Cu/Ag grupa un Zn/Co/Cd/Pb grupa (Tangahu *et al.*, 2011). Līdz ar to līdzīgas korelācijas starp Cd un Pb un makroelementu relatīvo daudzumu apšu hibrīdu gadskārtās un starp Pb un makroelementu relatīvo daudzumu apšu hibrīdu gadskārtās var tikt skaidrotas ar to, ka Cd un Pb pieder vienai un tai pašai smago metālu ATF metāla-substrāta specifiskajai grupai, un līdz ar to Cd un Pb transportēšanas un akumulēšanās procesi apšu hibrīdu stumbru koksņē ir līdzīgi.



3.41. att. Sakarības starp apšu hibrīdu stumbru gadskārtu vidējo ^{111}Cd un ^{44}Ca , ^{26}Mg relatīvo daudzumu parauglaukumos, kur ienests koksnes pelnu pamatmēslojums

SECINĀJUMI

1. Pasākumi, kas vērsti aprites bioekonomikas koncepta īstenošanai, piemēram, ātraudzīgo kokaugu stādījumu izveidošana lauksaimniecības zemē un pamatmēslojuma, kas iegūts no sadzīves atkritumiem vai bioenerģijas ražošanas blakusproduktiem, ienese, var būtiski ietekmēt gan makroelementu, gan mikroelementu plūsmas ekosistēmā.
2. Pirmo piecu gadu laikā pēc apšu hibrīdu stādījuma izveidošanas lauksaimniecības zemē organiskām vielām bagātā augsnē, kas ir viena no galvenajām C un N krātuvēm hemiboreālajās ekosistēmās, netiek uzkrāts papildus C un N, turklāt augsnes dziļākajos slāņos (40–60 cm dziļumā) novērots būtisks C un N uzkrājuma samazinājums organisko vielu noārdīšanās rezultātā.
3. Ņemot vērā lielo smago metālu saturu augsnē dabisko variāciju, kas ir tieši atkarīga no augsnes granulometriskā sastāva un organisko vielu saturu, nav konstatēta būtiska pamatmēslojuma ietekme uz smago metālu saturu augsnē. Kopumā pētījuma objektā nav novērots augsnes piesārņojums ar smagajiem metāliem ne kontroles parauglaukumos, ne parauglaukumos, kur ienests pamatmēslojums, bet atsevišķu smago metālu (piemēram, Zn, Ni un As) saturs augsnē norāda uz ilgtspējīgas augsnes kvalitātes nodrošināšanas riskiem.
4. Viens no būtiskākajiem ekosistēmas pakalpojumiem, ko nodrošina juvenili apšu hibrīdu stādījumi lauksaimniecības zemē, ir barības elementu (NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P, K) izskalošanās samazinājums no augsnes, kas liecina par efektīvu barības elementu apriti attiecīgajā ekosistēmā un lokālu virsējo gruntsūdeņu kvalitātes uzlabošanu. Pirmo piecu gadu laikā pēc apšu hibrīdu stādījumu ierīkošanas lauksaimniecības zemē NO_3^- -N izskalošanās samazinājās pat līdz 99,6%, PO_4^{3-} -P izskalošanās samazinājās līdz 97,1%, bet K izskalošanās samazinājās līdz 76,5%.
5. Pamatmēslojuma ienese lauksaimniecības zemē būtiski ietekmē ne tikai apšu hibrīdu lapotnes nobiru biomasu un kopējo elementu apritē atgriezto elementu daudzumu, bet arī vieglo stabilo izotopu frakcionēšanos apšu hibrīdu kokaugos, par ko liecina būtiskas $\delta^{13}\text{C}$ un $\delta^{15}\text{N}$ vērtības atšķirības apšu hibrīdu lapās, kas vidēji veido 93% no kopējās nobiru biomasas apšu hibrīdu stādījumā, kontroles parauglaukumos un parauglaukumos, kur ienests pamatmēslojums.
6. Parasto apšubeku (*Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray) augļķermeņi ir vides kvalitāti raksturojoši bioindikatorī. Parasto apšubeku augļķermeņos $\delta^{15}\text{N}$ vērtību atšķirības kontroles parauglaukumos un parauglaukumos, kur ienests pamatmēslojums (notekūdeņu attīrīšanas dūņas un digestāts), atspoguļo N saturoša pamatmēslojuma ietekmi uz biouzņemamā N avotu un plūsmām ekosistēmā pat 5 gadus pēc pamatmēslojuma ieneses pētījuma objektā.
7. LA-ICP-MS ir piemērota multielementu analīzes metode dendroķīmijas pētījumiem. LA-ICP-MS mērījumi apšu hibrīdu stumbra gadskārtās ļauj spiest par makroelementu un mikroelementu relatīvā daudzuma koksnē atšķirībām ne tikai starp kokaugiem, bet arī vienas gadskārtas ietvaros. Vienas gadskārtas ietvaros vērojamas būtiskas makroelementu relatīvā daudzuma atšķirības starp agrīno un vēlīno koksni — vēlīnajā koksnē konstatēts būtiski lielāks K, Ca, Mg, P un Mn relatīvais daudzums. Izvērtējot makroelementu relatīvā daudzuma radiālo variāciju apšu hibrīdu

stumbūrā, lielākais makroelementu relatīvais daudzums konstatēts serdē, vaskulārajā kambijā un iekšējā mizā.

8. Neraugoties uz to, ka augsnes un augsnes ūdens bāziskās pH vērtības norāda uz ierobežotu smago metālu mobilitāti pētījuma objektā, vērojama būtiska pamatmēslojuma, īpaši koksnes pelnu, ietekme uz smago metālu (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) vidējo relatīvo daudzumu apšu hibrīdu gadskārtās — būtiski lielāks smago metālu relatīvais daudzums vērojams paraugkokū, kas auguši parauglaukumos, kur ienests pamatmēslojums, koksnē. Savukārt starp smago metālu stabilo izotopu relatīvo daudzumu vienas gadskārtas agrīnajā un vēlīnajā koksnē nav vērojamas būtiskas atšķirības.
9. Vides paraugus, kuriem pētījuma ietvaros noteikts mikro- un makroelementu sastāvs, kā vides apstākļu maiņas indikatorus atbilstoši to jutīgumam jeb atbildes reakcijai var ierindot šādi: augu un sēņu biomateriāls > augsnes ūdens > augsne. Līdz ar to ilgtermiņa vides apstākļu maiņas ietekmes novērtēšanai tiek rekomendēts analizēt augu un sēņu biomateriālu, kas pētījuma ietvaros noteikts kā jutīgākais bioindicators.

LITERATŪRAS SARAKSTS

- Alfaro M.A., Jarvis S.C. & Gregory P.J. 2004. Factors affecting potassium leaching in different soils. *Soil Use and Management*, 20, 182–189.
- Ali H., Khan E. & Sajad M.A. 2013. Phytoremediation of heavy metals — Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869–881.
- Allen S., Jose S., Nair P.K.R., Brecke B.J., Nkedi-Kizza P. & Ramsey C.L. 2004. Safety net role of tree roots: experimental evidence from an alley cropping system. *Forest Ecology and Management*, 192, 395–407.
- Alloway B.J. 1995. *Soil processes and the behaviour of metals*. In: Heavy Metals in Soils, Alloway B.J. (ed.), Glasgow, Blackie.
- Alloway B.J. 2013. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*. Springer Science & Business Media.
- Andersen H.E., Blicher-Mathiesen G., Bechmann M., Povilaitis A., Iital A., Lagzdins A. & Kyllmar K. 2014. Reprint of “Mitigating diffuse nitrogen losses in the Nordic-Baltic countries”. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198, 127–134.
- Anderson S.H., Udawatta R.P., Seobi T. & Garrett H. 2008. Soil water content and infiltration in agroforestry buffer strips. *Agroforestry Systems*, 75(1), 5–16.
- Arhipova I. & Bāliņa S. 2006. *Statistika ekonomikā un biznesā*. Datorzinību Centrs, Rīga, 364 lpp.
- Artistova I. 2015. Meliorācijas ietekme uz Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra kūdras augsnes ķīmisko sastāvu. Maģistra darbs, Latvijas Universitāte, 36 lpp.
- Ashraf M., Ozturk M. & Ahmad M.S.A. 2010. *Plant Adaption and Phytoremediation*. Springer.
- Ault W.U., Senechal, R.G. & Erlebach W.E. 1970. Isotopic composition as a natural tracer of lead in our environment. *Environmental Science & Technology*, 4, 305–313.
- Baah-Acheamfour M., Chang S.X., Carlyle C.N. & Bork E.W. 2015. Carbon pool size and stability are affected by trees and grassland cover types within agroforestry systems of western Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 213, 105–113.
- Bardule A., Lupikis A., Butlers A. & Lazdins A. 2017. Organic carbon stock in different types of mineral soils in cropland and grassland in Latvia. *Zemdirbyste-Agriculture*, 104(1), 3–8.
- Bardule A., Rancane S., Gutmane I., Berzins P., Stesele V., Lazdina D. & Bardulis A. 2013. The effect of fertiliser type on hybrid aspen increment and seed yield of perennial grass cultivated in the agroforestry system. *Agronomy Research*, 11(1), 13–24.
- Barrelet T., Ulrich A., Rennenberg H., Zwicky C.N. & Krähenbühl U. 2008. Assessing the suitability of Norway spruce wood as an environmental archive for sulphur. *Environmental Pollution*, 156(3), 1007–1014.
- Batjes N.H. 1996. Total C and N in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.*, (47), 151–163.
- Baum C., Leinweber P., Weih M., Lamersdorf N. & Dimitriou I. 2009. Effects of short rotation coppice with willows and poplar on soil ecology. *Landbauforschung vTI 19 Agriculture and Forestry Research*, 59, 183–196.
- Bechmann M., Blicher-Mathiesen G., Kyllmar K., Iital A., Lagzdins A. & Salo T. 2014. Nitrogen application, balances and their effect on water quality in small catchments in the Nordic-Baltic countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198, 104–113.
- Bégin C., Gingras M., Savard M.M., Marion J., Nicault A. & Bégin Y. 2015. Assessing tree-ring carbon and oxygen stable isotopes for climate reconstruction in the Canadian northeastern boreal forest. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 423, 91–101.
- Bergström L. & Johansson R. 1992. Influence of short-rotation forest plantations on nitrogen concentrations in groundwater. *Soil Use and Management*, 8, 36–40.

- Berthrong S.T., Jobbágy E.G. & Jackson R.B. 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications*, 19(8), 2228–2241.
- Blum W.E.H., Klaghofer E., Kochl A. & Ruckebauer P. 1997. *Bodenschutz in Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.*
- Broschat T.K. 1995. Nitrate, phosphate, and potassium leaching from container-grown plants fertilized by several methods. *HortScience*, 30(1), 74–77.
- Burkhard B., de Groot R., Costanza R., Seppelt R., Jørgensen S.E. & Potschin M. 2012. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21, 1–6.
- Burkhard B., Kandziora M., Hou Y. & Müller F. 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands — concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online*, 1–32.
- Busari M.A., Salako F.K. & Tuniz C. 2016. Stable isotope technique in the evaluation of tillage and fertilizer effects on soil carbon and nitrogen sequestration and water use efficiency. *European Journal of Agronomy*, 73, 98–106.
- Busch G. 2009. The impact of short rotation coppice cultivation on groundwater recharge — a spatial (planning) perspective. *Landbauforschung (Volkenrode) Agriculture and Forestry Research*, 59, 207–222.
- Carter J. & Barwick V. 2011. *Good practice guide for isotope ratio mass spectrometry*. FIRMS, 48 p.
- Chen T., Zhao Y., Zhang W., Yang S., Ye Z. & Zhang G. 2016. Variation of the light stable isotopes in the superior and inferior grains of rice (*Oryza sativa* L.) with different geographical origins. *Food Chemistry*, 209, 95–98.
- Chung I.-M., Kim J.-K., Jin Y.-I., Oh Y.-T., Prabakaran M., Youn K.-J. & Kim S.-H. 2016. Discriminative study of a potato (*Solanum tuberosum* L.) cultivation region by measuring the stable isotope ratios of bioelements. *Food Chemistry*, 212, 48–57.
- Cluis C. 2004. Junk-greedy Greens: phytoremediation as a new option for soil decontamination. *Biotechnology Journal*, 2, 61–67.
- Cocozza C., Ravera S., Cherubini P., Lombardi F., Marchetti M. & Tognetti R. 2016. Integrated biomonitoring of airborne pollutants over space and time using tree rings, bark, leaves and epiphytic lichens. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 177–191.
- Coleman M.D., Isebrand J.G., Tolsted D.N. & Tolbert V.R. 2004. Comparing soil carbon of short rotation poplar plantations with agricultural crops and woodlots in North Central United States. *Environmental Management*, 33, S299–S308.
- Cools N., Vesterdal L., De Vos B., Vanguelova E. & Hansen K. 2014. Tree species is the major factor explaining C:N ratios in European forest soils. *Forest Ecology and Management*, 311, 3–16.
- Costanza R. 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141(2), 350–352.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260.
- Costanza R., de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S. & Turner R.K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158.
- Craine J.M., Elmore A.J., Aida M.P.M., Bustamante M., Dawson T.E., Hobbie E.A., Kahmen A., Mack M.C., McLaughlan K.K., Michelsen A., Nardoto G.B., Pardo L.H., Peñuelas J., Reich P.B., Schuur E.A.G., Stock W.D., Templer P.H., Virginia R.A., Welker J.M. & Wright I.J. 2009. Global patterns of foliar nitrogen isotopes and their relationships with climate, mycorrhizal fungi, foliar nutrient concentrations, and nitrogen availability. *The New Phytologist*, 183(4), 980–992.
- Daily G.C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC.
- Daugaviete M., Bambe B., Lazdiņš A., Lazdiņa D. 2017. *Plantāciju mežu augšanas gaita, produktivitāte un ietekme uz vidi*. Salaspils, LVMI Silava, DU AA Saule, 470 lpp.

- Dhir B. 2013. *Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental*. Springer India. <http://www.springer.com/us/book/9788132213062> [skatits 06.09.2016.].
- Dimitriou I., Busch G., Jacobs S., Schmidt-Walter P. & Lamersdorf N. 2009. A review of the impacts of Short Rotation Coppice cultivation on water issues. *Agriculture and Forestry Research*, 3(59), 197–206.
- Dixon R.K. 1995. Agroforestry systems: sources of sinks of greenhouse gases? *Agroforestry Systems*, 31(2), 99–116.
- Eggleston S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. & Kiyoto T. 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.
- Elferts D. 2013. *Praktiskā biometrija. Piemēri darbā ar programmu R*. Rīga, 101 lpp.
- Ericsson T. 1994. Nutrient cycling in energy forest plantations. *Biomass and Bioenergy*, 6(1), 115–121.
- Fagerholm N., Torralba M., Burgess P.J. & Plieninger T. 2016. A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. *Ecological Indicators*, 62, 47–65.
- Farquhar G.D., O'Leary M.H. & Berry J.A. 1982. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Australian Journal of Plant Physiology*, 9, 121–137.
- Ferretti M., Innes J.L., Jalkanen R., Saurer M., Schäffer J., Spiecker H. & von Wilpert K. 2002. Air pollution and environmental chemistry — what role for tree-ring studies? *Dendrochronologia*, 20(1–2), 159–174.
- Finér L., Mannerkoski H., Piirainen S. & Starr M. 2003. Carbon and nitrogen pools in an old-growth, Norway spruce mixed forest in eastern Finland and changes associated with clear-cutting. *Forest Ecology and Management*, 174(1–3), 51–63.
- Fisher B., Turner R.K. & Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653.
- Flerchinger G.N., Lehrsch G.A., McCool D.K. 2005. Freezing and thawing processes. In: *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Hillel D.(Ed.). Elsevier, Oxford, U. K., 104–110.
- Frausto da Silva J.J.R. & Williams R.J.P. 2001. *The biological chemistry of the elements. The inorganic chemistry of life*. Clarendon Press, Oxford, 561 p.
- Garbe-Schönberg C.D., Reimann C. & Pavlov V.A. 1997. Laser ablation ICPMS analyses of tree-ring profiles in pine and birch from N Norway and NW Russia — a reliable record of the pollution history of the area? *Environmental Geology*, 32(1), 9–16.
- Garten C.T. 2002. Soil carbon storage beneath recently established tree plantations in Tennessee and South Carolina, USA. *Biomass Bioenergy*, 23, 93–102.
- Gatliff E.G. 1994. Vegetative remediation process offers advantages over traditional pump-and-treat technologies. *Remediation Journal*, 4(3), 343–352.
- Gessler A., Ferrio J.P., Hommel R., Treydte K., Werner R.A. & Monson R.K. 2014. Stable isotopes in tree rings: towards a mechanistic understanding of isotope fractionation and mixing processes from the leaves to the wood. *Tree Physiology*, 34(8), 796–818.
- Ghent University. 2017. *Laser Ablation ICP-mass spectrometry (LA-ICP-MS)*. http://www.analchem.ugent.be/ams_onderzoek_solid/ [skatits 10.04.2017.]
- Ghosh P. & Brand W.A. 2003. Stable isotope ratio mass spectrometry in global climate change research. *International Journal of Mass Spectrometry*, 228, 1–33.
- Gobel A. 2016. *Ecosystem services in agroforestry systems of Europe*. Master thesis, Albert-Ludwigs-University, 73 p.
- Griffith G.W. 2004. The use of stable isotopes in fungal ecology. *Mycologist*, 18(4), 177–183.
- Grinfelde I. & Lauva D. 2012. Autocalibration feasibility and urbanization dimension integration in regional model METQ. *Conference Proceedings. HydroPredict2012, Predictions for Hydrology, Ecology and Water Resources Management: Water Resources and Changing Global Environment*, 24–27.

- Guerra F.P., Gainza-Cortes F.I., Perez-Castro R. & Zamudio F. 2011. Phytoremediation of heavy metals using poplars (*Populus* spp.): A glimpse of the plant responses to Copper, Cadmium and Zinc stress. In: *Handbook of Phytoremediation*. Golubev I.A. (Ed.). Nova Science Publishers, 387–414.
- Hagemeyer J. 2000. Trace metals in tree rings: what do they tell us? *Trace Metals in the Environment*, 4, 375–385.
- Hansen E.A. 1993. Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the north central United States. *Biomass and Bioenergy*, 5, 431–436.
- Hassinen V., Vallinkoski V.-M., Issakainen S., Tervahauta A., Kärenlampi S. & Servomaa K. 2009. Correlation of foliar MT2b expression with Cd and Zn concentrations in hybrid aspen (*Populus tremula* × *tremuloides*) grown in contaminated soil. *Environmental Pollution*, 157(3), 922–930.
- den Herder M., Moreno G., Mosquera-Losada M.R., Palma J.H.N., Sidiropoulou A., Santiago Freijane J.J., Crous-Duran J., Paulo J., Tomé M., Pantera A., Papanastasis V., Mantzanas K., Pachana P., Plieninger T. & Burgess P.J. 2016. Current extent of agroforestry in Europe. 3rd European Agroforestry Conference, 23–25 May 2016, Montpellier, abstract number 61.
- Hietz P., Wanek W., Wania R. & Nadkarni N.M. 2002. Nitrogen-15 natural abundance in a montane cloud forest canopy as an indicator of nitrogen cycling and epiphyte nutrition. *Oecologia*, 131(3), 350–355.
- Hoffmann E., Ludke C., Scholze H. & Stephanowitz H. 1994. Analytical investigations of tree rings by laser ablation ICP-MS. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 350, 253–259.
- Hoffmann E., Ludke C. & Stephanowitz H. 1996. Application of laser-ICP-MS in environmental analysis. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 355, 900–903.
- Hoffmann E., Lüdle C. & Scholze H. 1997. Is laser ablation ICP-MS an alternative to solution analysis of solid samples. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 359, 394–398.
- Huttunen I., Lehtonen H., Huttunen M., Piirainen V., Korppoo M., Vejjalainen N., Viitasalo M. & Vehviläinen I. 2015. Effects of climate change and agricultural adaptation on nutrient loading from Finnish catchments to the Baltic Sea. *Science of The Total Environment*, 529, 168–181.
- Högberg P. 1997. ¹⁵N natural abundance in soil-plant systems. *New Phytologist*, 137, 179–203.
- Jansons V., Lagzdins A., Berzina L., Sudars R. & Abramenko K. 2011. Temporal and spatial variation of nutrient leaching from agricultural land in Latvia: Long term trends in retention and nutrient loss in a drainage and small catchment scale. *Scientific Journal of Riga Technical University*, 7, 54–65.
- Jansons V., Busmanis P., Dzalbe I. & Kirsteina D. 2003. Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds. *European Journal of Agronomy*, 20, 173–179.
- Jose S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76(1), 1–10.
- Jug A., Hofmann-Schielle C., Makeschin F. & Rehfuess K.E. 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany: III. Soil ecological effects. *Forest Ecology and Management*, 121, 85–99.
- Kahle P., Baum C., Boelcke B., Kohl J. & Ulrich R. 2010. Vertical distribution of soil properties under short-rotation forestry in Northern Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173(5), 737–746.
- Kahle P., Hildebrand E., Baum C. & Boelcke B. 2007. Long-term effects of short rotation forestry with willow and poplar on soil properties. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 53, 673–682.
- Kalač P. 2009. Chemical composition and nutritional value of European species of wild growing mushrooms: A review. *Food Chemistry*, 113(1), 9–16.
- Kalcsits L.A., Min X. & Guy R.D. 2015. Interspecific variation in leaf–root differences in $\delta^{15}\text{N}$ among three tree species grown with either nitrate or ammonium. *Trees*, 29(4), 1069–1078.

- Kārklīņš A. & Rancāne S. 2012a. *Augsnes apraksts, Reģ. Nr. AI0103*. Skrīveri, Latvija: LLU Augsnes un augu zinātņu institūts.
- Kārklīņš A. & Rancāne S. 2012b. *Augsnes apraksts, Reģ. Nr. AI0104*. Skrīveri, Latvija: LLU Augsnes un augu zinātņu institūts.
- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F. & Schuman G.E. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 4–10.
- Kļaviņš M. & Zaļoksnis J. (zin. red.) 2016. *Klimats un ilgtspējīga attīstība*. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 384 lpp.
- Kolahchi Z. & Jalali M. 2007. Effect of water quality on the leaching of potassium from sandy soil. *Journal of Arid Environments*, 68(4), 624–639.
- Kuhlbrandt W. 2004. Biology, structure and mechanism of P-type ATPases. *Nature Reviews Molecular Cell Biology*, 5(4), 282–95.
- Laganière J., Angers D.A. & Paré D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16, 439–453.
- Lagzdīņš A., Jansons V. & Abramenko K. 2008. Ūdeņu kvalitātes standarta noteikšana pēc biogēno elementu koncentrācijas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām. *LLU Raksti*, 21(315), 96–105.
- Lagzdīns A., Jansons V., Sudars R. & Abramenko K. 2012. Scale issues for assessment of nutrient loss from agricultural land in Latvia. *Hydrology Research*, 43(4), 383–399.
- Lal R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220, 242–258.
- Lazdiņa D., Rancāne S. & Makovskis K. 2015. Agromežsaimniecības sistēmu ierīkošanas pirmo trīs gadu pieredze. Zinātniski praktiskā konference “Līdzsvarota lauksaimniecība 2015”, 19.–20.02.2015., LLU, Jelgava, Latvija, 44–49.
- Lee K.H., Isenhardt T.M. & Schultz R.C. 2003. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(1), 1–8.
- Liao C., Luo Y., Fang C., Chen J. & Li B. 2012. The effects of plantation practice on soil properties based on the comparison between natural and planted forests: a meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 21(3), 318–327.
- Lipp J., Trimborn P., Edwards T., Waisel Y. & Yakir D. 1996. Climatic effects on the $\delta^{18}\text{O}$ and the $\delta^{13}\text{C}$ of cellulose in the desert tree *Tamarix jordanis*. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60, 3305–3309.
- Lutter R., Tullus A., Kanal A., Tullus T. & Tullus H. 2016a. The impact of former land-use type to above- and below-ground C and N pools in short-rotation hybrid aspen (*Populus tremula* L. \times *P. tremuloides* Michx.) plantations in hemiboreal conditions. *Forest Ecology and Management*, 378, 79–90.
- Lutter R., Tullus A., Kanal A., Tullus T. & Tullus H. 2016b. The impact of short-rotation hybrid aspen (*Populus tremula* L. \times *P. tremuloides* Michx.) plantations on nutritional status of former arable soils. *Forest Ecology and Management*, 362, 184–193.
- Lutter R., Tullus A., Kanal A., Tullus T., Vares A. & Tullus H. 2015. Growth development and plant-soil relations in mid-term silver birch (*Betula pendula* Roth) plantations on previous agricultural lands in hemiboreal Estonia. *European Journal of Forest Research*, 134, 653–667.
- LVĢMC. 2018. *Laika apstākļu raksturojums*. VSIA “Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs” <https://www.meteo.lv/lapas/laika-apstakli/klimatiska-informacija/laika-apstaklu-raksturojums/2013/?nid=784> [skatīts 04.12.2018.].
- LVMI Silava. 2017. Pārskats par pētījuma “Mežsaimniecības ietekme uz meža un saistīto ekosistēmu pakalpojumiem” 2016. gada rezultātiem. LVMI Silava, 296 lpp.
- Madejon P., Maranon T., Murillo J.M. & Robinson B. 2004. White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. *Environmental Pollution*, 132, 145–255.
- Mao R. & Zeng D.H. 2010. Changes in soil particulate organic matter, microbial biomass, and activity following afforestation of marginal agricultural lands in a semi-arid area of Northeast China. *Environmental Management*, 46, 110–116.

- Marmiroli M., Imperiale D., Maestri E. & Marmiroli N. 2013. The response of *Populus* spp. to cadmium stress: Chemical, morphological and proteomics study. *Chemosphere*, 93(7), 1333–1344.
- McIntyre T. & Lewis G.M. 1997. The advancement of phytoremediation as an innovative environmental technology for stabilization, remediation, or restoration of contaminated sites in Canada: A discussion paper. *Journal of Soil Contamination*, 6(3), 227–241.
- Meiresonne L., Schrijver A.D. & De Vos B. 2006. Nutrient cycling in a poplar plantation (*Populus trichocarpa* × *Populus deltoides*, Beaupre) on former arable land in northern Belgium. *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 141–155.
- Meleci V. 2011. *Ekoloģija*. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds, 352 lpp.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC, World Resources Institute.
- Ministru kabinets. 2002. *Latvijas Republikas Ministru kabineta 2002. gada 12. marta noteikumi Nr. 118 "Noteikumi par virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti"*.
- Ministru kabinets. 2005. *Latvijas Republikas Ministru kabineta 2005. gada 25. oktobra noteikumi Nr. 804 "Noteikumi par augsnes un grunts kvalitātes normatīviem"*.
- Monroe P.H.M., Gama-Rodrigues E.F., Gama-Rodrigues A.C. & Marques J.R.B. 2016. Soil carbon stocks and origin under different cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, 99–108.
- Morel J.L., Echevarria G. & Goncharova N. 2006. *Phytoremediation of metal-contaminated soils*. Springer.
- Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., Binger R.L., Hamel R.D. & Veith T.L. 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), 885–900.
- Mortensen J., Nielsen K.H. & Jørgensen U. 1998. Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and at two fertilization levels. *Biomass Bioenergy*, 15, 157–466.
- Mosquera-Losada M.R., Freese D. & Rigueiro-Rodríguez A. 2011. Carbon sequestration in European agroforestry systems. Carbon sequestration potential of agroforestry, Opportunities and challenges. *Advances in Agroforestry*, 8, 43–61.
- Muccio Z. & Jackson G.P. 2009. Isotope ratio mass spectrometry. *Analyst*, 134, 213–222.
- Mukherjee S. 2014. Successional and spatial patterns of bacterial communities in hydrocarbon-contaminated soils and *Populus* rhizosphere. Academic dissertation. University of Helsinki, 62 p.
- Müller F. & Burkhard B. 2012. The indicator side of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 1(1), 26–30.
- Nair P.K.R. 2011. Methodological challenges in estimating carbon sequestration potential of agroforestry systems. Carbon sequestration potential of agroforestry, Opportunities and challenges. *Advances in Agroforestry*, 8, 3–17.
- Nair P.K.R., Kumar B.M. & Nair V.D. 2009a. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172, 10–23.
- Nair P.K.R., Nair V.D., Kumar B.M. & Haile S.G. 2009b. Soil carbon sequestration in tropical agroforestry systems: a feasibility appraisal. *Environmental Science & Policy*, 12, 1099–1111.
- Nair V.D. & Graetz D.A. 2004. Agroforestry as an approach to minimizing nutrient loss from heavily fertilized soils: the Florida experience. *Agroforestry Systems*, 61, 269–279.
- Nash J. E. & Sutcliffe J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282–290.
- Nikodemus O., Kļaviņš M., Krišjāne Z., Zelčs V. (zin. red.) 2018. *Latvija. Zeme, daba, tauta, valsts*. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 752 lpp.

- Nikodemus O., Melecis V., Kārklīņš A. & Kļaviņš M. 2008. *Augsnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība*. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 256 lpp.
- Nikula S., Manninen S., Vapaavuori E. & Pulkkinen P. 2011. Growth, leaf traits and litter decomposition of roadside hybrid aspen (*Populus tremula* L. × *P. tremuloides* Michx.) clones. *Environmental Pollution*, 159(7), 1823–1830.
- Norgaard R.B. 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69(6), 1219–1227.
- Ojea E., Martin-Ortega J. & Chiabai A. 2012. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environmental Science & Policy*, 19–20, 1–15.
- O'Regan H.J., Lamb A.L. & Wilkinson D.M. 2016. The missing mushrooms: Searching for fungi in ancient human dietary analysis. *Journal of Archaeological Science*, 75, 139–143.
- Padilla K.L. & Anderson K.A. 2002. Trace element concentration in tree-rings biomonitoring centuries of environmental change. *Chemosphere*, 49(6), 575–585.
- Park J., Newman S.M. & Cousins S.H. 1994. The effect of poplar (*P. trichocarpa* × *deltooides*) on soil biological properties in a silvoarable system. *Agroforestry Systems*, 2, 111–118.
- Paul K.I., Polglase P.J., Nyakuengama J.G. & Khanna P.K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168, 241–257.
- Pellegrino E., Di Bene C., Tozzini C. & Bonari E. 2011. Impact on soil quality of a 10-year-old short-rotation coppice poplar stand compared with intensive agricultural and uncultivated systems in a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1–2), 245–254.
- Pengerud A., Stålnacke P., Bechmann M., Blicher-Mathiesen G., Iital A., Koskiaho J., Kyllmar K., Lagzdins A. & Povilaitis A. 2015. Temporal trends in phosphorus concentrations and losses from agricultural catchments in the Nordic and Baltic countries. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 65(2), 173–185.
- Povilaitis A., Šileika A., Deelstra J., Gaigalis K. & Baigys G. 2014. Nitrogen losses from small agricultural catchments in Lithuania. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198, 54–64.
- Raskin I. & Ensley B.D. 2000. *Phytoremediation environment*. New York.
- Razzaq R. 2017. Phytoremediation: An environmental friendly technique — A review. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 4:195.
- Riederer M. 1991. Die Kutikula als Barriere zwischen terrestrischen Pflanzen und der Atmosphäre. *Naturwissenschaften*, 78, 201–208.
- Rieuwerts J.S., Thornton I., Farago M.E. & Ashmore M.R. 1998. Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 10:2, 61–75.
- Ritter E., Vesterdal L. & Gundersen P. 2003. Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. *Plant Soil*, 249, 319–330.
- Rosenqvist L., Kleja D.B. & Johansson M.B. 2010. Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon and nitrogen in a *Picea abies* chronosequence on former arable land in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 259, 275–285.
- Rosenvald K., Tullus A., Ostonen I., Uri V., Kupper P., Aosaar J., Varik M., Söber J., Niglas A., Hansen R., Rohula G., Kukk M., Söber A. & Löhmus K. 2014. The effect of elevated air humidity on young silver birch and hybrid aspen biomass allocation and accumulation — Acclimation mechanisms and capacity. *Forest Ecology and Management*, 330, 252–260.
- Runge E.F., Minck R.W. & Bryan F.R. 1964. Spectrochemical analysis using a pulsed laser source. *Spectrochimica Acta*, 20(4), 733–736.
- Russo R.E., Mao X., Liu H., Gonzalez J. & Mao S.S. 2002. Laser ablation in analytical chemistry—a review. *Talanta*, 57(3), 425–451.

- Ruttkey-Nedecky B., Nejdil L., Gumulec J., Zitka O., Masarik M., Eckschlager T., Stiborova M., Adam V. & Kizek R. 2013. The Role of Metallothionein in Oxidative Stress. *International Journal of Molecular Sciences*, 14(3), 6044–6066.
- Rytter M.R. 2001. Biomass production and allocation, including fine-root turnover, and annual N uptake in lysimeter-grown basket willows. *Forest Ecology and Management*, 140, 177–192.
- Rytter R.M. 2016. Afforestation of former agricultural land with Salicaceae species — Initial effects on soil organic carbon, mineral nutrients, C:N and pH. *Forest Ecology and Management*, 363, 21–30.
- Sadowsky M.J. 1999. Phytoremediation: past promises and future practises. *Proceedings of the 8th International Symposium on Microbial Ecology*, 1–7.
- Salt D.E., Blaylock M., Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Ensley B.D., Chet I. & Raskin I. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, 13, 468–474.
- Sartori F., Lal R., Ebinger M.H. & Eaton J.A. 2007. Changes in soil carbon and nutrient pools along a chronosequence of poplar plantations in the Columbia Plateau, Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122, 325–339.
- Scharnweber T., Hevia A., Buras A., van der Maaten E. & Wilmking M. 2016. Common trends in elements? Within- and between-tree variations of wood-chemistry measured by X-ray fluorescence — A dendrochemical study. *Science of The Total Environment*, 566–567, 1245–1253.
- Schifman L.A., Stella J.C., Volk T.A. & Teece M.A. 2012. Carbon isotope variation in shrub willow (*Salix* spp.) ring-wood as an indicator of long-term water status, growth and survival. *Biomass and Bioenergy*, 36, 316–326.
- Schwitzguebel J.P. 2000. Potential of phytoremediation, an emerging green technology. *Ecosystem Service and Sustainable Watershed Management in North China International Conference*, Beijing, P.R. China, August 23 — 25, 2000, 346–350.
- Silkin P. & Ekimova N.V. 2012. Relationship of strontium and calcium concentrations with the parameters of cell structure in Siberian spruce and fir tree-rings. *Dendrochronologia*, 30, 189–194.
- Skudra P. 2003. *Meža enciklopēdija*; Broks J., et al. (red.). Apgāds “Zelta grauds”, Rīga, 368 lpp.
- Smidt S., Jandl R., Bauer H., Frst A., Mutsch F., Zechmeister H. & Seidel C. 2012. Trace metals and radionuclides in Austrian forest ecosystems. In: *The Biosphere*. Ishwaran N. (Ed). InTech, 302 p.
- Stark H., Nothdurft A., Block J. & Bauhus J. 2015. Forest restoration with *Betula* ssp. and *Populus* ssp. nurse crops increases productivity and soil fertility. *Forest Ecology and Management*, 339, 57–70.
- Stetter U. & Makeschin F. 1997. Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik vormals landwirtschaftlich genutzter Böden nach Erstaufforstung mit schnell wachsenden Baumarten. *Mitt Dtsch Bodenkundl Ges*, 85, 1047–1050.
- Stålnacke P., Aakerøy P.A., Blicher-Mathiesen G., Iital A., Jansons V., Koskiaho J., Kyllmar K., Lagzdins A., Pengerud A. & Povilaitis A. 2014. Temporal trends in nitrogen concentrations and losses from agricultural catchments in the Nordic and Baltic countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198, 94–103.
- Sun L., Liu W., Liu G., Chen T., Zhang W., Wu X., Zhang G., Zhang Y., Li L., Zhang B., Zhang B., Wang B. & Yang R. 2016. Temporal and spatial variations in the stable carbon isotope composition and carbon and nitrogen contents in current-season twigs of *Tamarix chinensis* Lour. and their relationships to environmental factors in the Laizhou Bay wetland in China. *Ecological Engineering*, 90, 417–426.
- Tangahu B.V., Abdullah S.R.S., Basri H., Idris M., Anuar N. & Mukhlisin M. 2011. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 939161, 31.

- Taylor A.F.S., Höglblom L., Höglberg M., Lyon A.J.E., Näsholm T. & Höglberg P. 1997. Natural ¹⁵N abundance in fruit bodies of ectomycorrhizal fungi from boreal forests. *New Phytologist*, 136, 713–720.
- Tērauda E. 2008. *Ķīmisko vielu plūsmas Latvijas priežu mežu ekosistēmās*. Promocijas darbs. Latvijas Universitāte, Rīga, Latvija, 124 lpp.
- Torralba M., Fagerholm N., Burgess P.J., Moreno G. & Plieninger T. 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230, 150–161.
- Tully K.L., Lawrence D. & Scanlon T.M. 2012. More trees less loss: Nitrogen leaching losses decrease with increasing biomass in coffee agroforests. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 161, 137–144.
- Tumwebaze S.B. & Byakagaba P. 2016. Soil organic carbon stocks under coffee agroforestry systems and coffee monoculture in Uganda. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 188–193.
- Turner J. & Lambert M. 2000. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 133, 231–247.
- Turner J., Lambert M.J. & Johnson D.W. 2005. Experience with patterns of change in soil carbon resulting from forest plantation establishment in eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 220, 259–269.
- Udawatta R.P. & Jose S. 2011. Carbon sequestration potential of agroforestry practices in temperate North America. In: *Carbon sequestration potential of agroforestry systems*, Kumar B.M. & Nair P.K.R. (Eds), Springer Netherlands, 17–42.
- Udawatta R.P., Krstansky J.J., Henderson G.S. & Garrett H.E. 2002. Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss: a paired watershed comparison. *Journal of Environmental Quality*, 31(4), 1214–1225.
- Uri V., Löhmus K., Mander U., Ostonen I., Aosaar J., Maddison M., Helmisaari H.S. & Augustin J. 2011. Long-term effects on the nitrogen budget of a short-rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) forest on abandoned agricultural land. *Ecological Engineering*, 37, 920–930.
- Valujeva K., Grinfelde I. & Straupe I. 2016. *Fitoremediācija. Izmantošanas iespējas Latvijā*. Latvijas Lauksaimniecības Universitāte, Jelgava, 112 lpp.
- Van Cleve K., Yarie J., Erickson R. & Dyrness C.T. 1993. Nitrogen mineralization and nitrification in successional ecosystems on the Tanana River floodplain, interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(5), 970–978.
- Vanmechelen L., Groenemans R. & Van Ranst E. 1997. *Forest soil condition in Europe, Results of a Large-Scale Soil Survey*. Forest Soil Co-ordinating Centre, Belgium, 259 p.
- Vervaeet H., Massart B., Boeckx P., Van Cleemput O. & Hofman G. 2002. Use of principal component analysis to assess factors controlling net N mineralization in deciduous and coniferous forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 36(2), 93–101.
- Viksna A. 2011. Modernās analīzes metodes. Analītiskās ķīmijas metožu apraksts un induktīvi saistītās plazmas spektrometrija. Latvijas Universitāte, Rīga, 64 lpp.
- Wang W.J., He H.S., Zu Y.G., Guan Y., Liu Z.G., Zhang Z.H., Xu H.N. & Yu X.Y. 2010. Addition of HPMA affects seed germination, plant growth and properties of heavy saline-alkali soil in northeastern China: comparison with other agents and determination of the mechanism. *Plant and Soil*, 339(1–2), 177–191.
- Wang W.J., Qiu L., Zu Y.G., Su D.X., An J., Wang H.Y., Zheng G.Y., Sun W. & Chen X.Q. 2011. Changes in soil organic carbon, nitrogen, pH and bulk density with the development of larch (*Larix gmelinii*) plantations in China. *Global Change Biology*, 17(8), 2657–2676.
- Watmough S.A. 1997. An evaluation of the use of dendrochemical analyses in environmental monitoring. *Environmental Reviews*, 5(3–4), 181–201.

- Watmough S.A., Hutchinson T.C. & Evans R.D. 1997. Application of laser ablation inductively coupled plasma-mass spectrometry in dendrochemical analysis. *Environmental Science & Technology*, 114–118.
- Watmough S.A., Hutchinson T.C. & Evans R.D. 1998. The quantitative analysis of sugar maple tree rings by laser ablation in conjunction with ICP-MS. *Journal of Environmental Quality*, 27, 1087–1094.
- Willemen L., Drakou E.G., Dunbar M.B., Mayaux P. & Egoh B.N. 2013. Safe guarding ecosystem services and livelihoods: Understanding the impact of conservation strategies on benefit flows to society. *Ecosystem Services*, 4, 95–103.
- Xu Y., He J., Cheng W., Xing X. & Li L. 2010. Natural ^{15}N abundance in soils and plants in relation to N cycling in a rangeland in Inner Mongolia. *Journal of Plant Ecology*, 3(3), 201–207.
- Yakir D., Gat J.C., Issar A., Adar E., Trumborn P. & Lipp J. 1994. ^{13}C and ^{18}O of wood from the Roman siege rampart in Masada, Israel (AD 70–73): Evidence for a less arid climatic for the region. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58, 3535–3539.
- Zeller B., Brechet C., Maurice J.P. & Le Tacon F. 2007. ^{13}C and ^{15}N isotopic fractionation in trees, soils and fungi in a natural forest stand and a Norway spruce plantation. *Annals of Forest Science*, 64, 419–429.
- Zeng X., Zhang W., Cao J., Liu X., Shen H. & Zhao X. 2014. Changes in soil organic carbon, nitrogen, phosphorus, and bulk density after afforestation of the “Beijing–Tianjin Sandstorm Source Control” program in China. *Catena*, 118, 186–194.
- Zhou Z.C. & Guan Z.P. 2007. Vertical distribution of fine roots in relation to soil factors in *Pinus tabulaeformis* Carr. forest of the Loess Plateau of China. *Plant Soil*, 291, 119 — 129.
- Øygarden L., Deelstra J., Lagzdins A., Bechmann M., Greipsland I., Kyllmar K., Povilaitis A. & Iital A. 2014. Climate change and the potential effects on runoff and nitrogen losses in the Nordic–Baltic region. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198, 114–126.



UNIVERSITY OF LATVIA

LATVIAN STATE FOREST RESEARCH INSTITUTE "SILAVA"

Arta Bārdule

MICRO- AND MACRO ELEMENT FLOWS IN SHORT ROTATION HYBRID ASPEN (*POPULUS TREMULOIDES* MICHX. × *POPULUS TREMULA* L.) PLANTATION IN AGRICULTURAL LAND

Summary of Doctoral Thesis

Submitted for the Degree of Doctor of Chemistry in Environmental Science,
Subfield of Environmental Chemistry and Ecotoxicology

Scientific supervisors:
prof. *Dr. chem.* A. Vīksna
senior researcher *Dr. silv.* D. Lazdiņa

RIGA, 2019

The research summarized in the doctoral thesis “Micro- and macro element flows in short rotation hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) plantation in agricultural land” was carried out in Latvian State Forest Research Institute “Silava” and University of Latvia, Faculty of Chemistry (Department of Analytical Chemistry) from 2011 to 2018, as well as in Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape (BFW) in Austria (November 2011) and in the Masaryk University in Czech Republic (October 2016) within the COST FP0903 and FP1301 Short-term scientific mission.



UNIVERSITY
OF LATVIA



Scientific supervisors:

prof. *Dr. chem.* Arturs Viksna (University of Latvia)
senior researcher *Dr. silv.* Dagnija Lazdiņa (Latvian State Forest Research Institute “Silava”)

Reviewers:

prof. *Dr. habil. chem.* Māris Kļaviņš (University of Latvia)
prof. *Dr. biol.* Artūrs Škute (Daugavpils University)
senior researcher *PhD* Marek Metslaid (Estonian University of Life Sciences)

Doctoral defense committee of the Environmental Science of the University of Latvia:

prof. *Dr. biol.* Viesturs Melecis, chairman of the doctoral committee
prof. *Dr. geogr.* Oļģerts Nikodemus, deputy of chairman of the doctoral committee
assoc. prof. *Dr. geogr.* Oskars Pūrmalis, secretary of the doctoral committee
prof. *Dr. habil. chem.* Māris Kļaviņš
prof. *Dr. habil. paed.* Raimonds Ernšteins
assoc. prof. *Dr. geogr.* Iveta Šteinberga
prof. *Dr. chem.* Arturs Viksna
assoc. prof. *Dr. geogr.* Raimonds Kasparinskis
assoc. prof. *Dr. geogr.* Juris Burlakovs

The thesis will be defended at a public session of the Doctoral Committee of Environmental Science of University of Latvia at 10:00 on December 19 of 2019 at the Academic Center for Natural Sciences of University of Latvia (Rīga, Jelgavas street 1). The thesis is available at the Library of the University of Latvia (Raina Blvd. 19, Rīga, Latvia).

© University of Latvia, 2019
© Latvian State Forest Research Institute
“Silava”, 2019
© Arta Bārdule, 2019

ISBN 978-9934-18-483-3

CONTENT

INTRODUCTION	128
APPROBATION OF THE DOCTORAL THESIS	131
LIST OF ABBREVIATIONS	133
SUMMARY OF THE DOCTORAL THESIS	134
1. Literature review	134
2. Materials and methods	135
3. Results and discussion	138
3.1. Soil parameters and composition	138
3.2. Chemical composition of soil solution	144
3.3. Chemical composition of biomaterial of plants and mushrooms	151
MAIN CONCLUSIONS	160
REFERENCES	161
ACKNOWLEDGEMENTS	164

INTRODUCTION

In the last several decades, the potential of different ecosystem services has decreased worldwide and it can have a significant negative impact on human well-being in the future. Consequently, environmental scientists are globally invited to focus on the assessment of various ecosystem services, including regulating services. Although the main natural resource in Latvia is land and its fertility, part of agricultural land has not been managed for nearly twenty years. Abandoned agricultural land in Latvia covers about 257 thousand ha (2018), which accounts for about 11% of the total area of agricultural land. Establishment of fast-growing tree species' plantations in abandoned agricultural land is a suitable approach of economically using the land resources, at the same time leaving a possibility to include these areas in the agricultural production in the future again. Furthermore, according to the United Nations Framework Convention on Climate Change and its Kyoto Protocol, afforestation of agricultural land is recommended as a mechanism for reducing greenhouse gas emissions. At the same time, phytoremediation, reduction of nutrient leaching from agricultural lands and improvement of groundwater quality are essential ecosystem services provided by plantations of fast growing tree species. In the Baltic Sea region, hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. \times *Populus tremula* L.) is one of the most promising trees (hybrids) for biomass production due to high growth rates. Currently about 500 ha of hybrid aspen plantations have been established in agricultural land in Latvia. At the same time, despite the above-mentioned aspects of improving the quality of environmental conditions, continuous removal of biomass from agricultural land changes the nutrient content in the soil, reduces the buffer capacity of the soil, and can affect the quality of both surface water and groundwater. Municipal waste (wastewater sludge) and by-products of bioenergy production (wood ash and residues of fermentation, further in the text referred to as digestate) can be used as fertilizers compensating nutrients in the soil and soil buffer capacity. At the same time, the ecological risks associated with the potential contamination of soil, soil water and plant material with heavy metals, as well as the increased leaching of nutrients due to application of fertilizers should be evaluated and compared with the benefits of returning of nutrients available for plants in cycling. Parts of hybrid aspen trees (for instance, tree rings of stems and leaves of hybrid aspen), as well as, for example, fruiting bodies of fungi growing in the ecosystem, can be used as bioindicators for characterizing the quality of the environment. Moreover, the development of modern analytical methods allows to perform detailed studies of the chemical composition (macroelements, microelements and their isotopes) of the bioindicators.

Hypothesis

Initial application of fertilizers significantly affects flows of micro- and macro elements in hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. \times *Populus tremula* L.) plantation established in agricultural land.

The aim of the thesis is to evaluate the impact of initial application of wastewater sludge, wood ash and digestate fertilizer on micro- and macroelement flows in short rotation hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) plantation in agricultural land.

Tasks of the thesis

- Establishment of sample plots, regular and systematic sampling of environmental samples (soil, soil solution, atmospheric precipitation, biomaterial of plants and mushrooms) during 2011–2015 in the plantation of hybrid aspen established in agricultural land.
- Characterization of physical and chemical parameters of soil and soil solution, assessment of changes in parameters characterizing soil and soil solution quality after initial application of fertilizers and establishment of hybrid aspen plantation in agricultural land.
- Evaluation of the impact of fertilizers on biomaterials of plants and mushrooms (leaves, branches, tree rings of stems and litter of hybrid aspen, fruiting bodies of *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray).
- Evaluation of the nutrient leaching using upper groundwater runoff data calculated with the conceptual model METQ2012 developed by the Latvia University of Agriculture.

The scientific novelty

So far, no detailed analyses of micro- and macroelement flows have been conducted in the hemiboreal region in plantations of fast growing hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) established in agricultural land after initial application of fertilizers. With the development of modern analytical methods such as laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry (LA-ICP-MS) and isotope ratio mass spectrometry (IRMS), it is possible to estimate the relative amount of stable isotopes of macro- and microelements as well as the stable light isotope ratio in environmental samples reflecting the overall environmental quality of the ecosystem as well as impact of the management of tree plantation on environment. Within the study impact of initial application of fertilizers on stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotope ratio in bioindicators was evaluated, as well as measurements of relative amount of isotopes in tree rings of stem of hybrid aspen were done using LA-ICP-MS, which potentially is one of the most suitable methods for dendrochemical screening studies.

Practical value of the present research

The lack of scientifically proven and practically usable data as well as the knowledge gaps about the ecosystem services in fast growing tree species' plantations are highlighted in European-wide reports and publications. The lack of systematic information on the quality of soils underlining the lack of information on the impact of energy crops on

soils is highlighted in the Latvian Environmental Policy Guidelines 2014–2020 as one of the most urgent problems in the field of soil protection. Documentation of micro- and macroelement flows and knowledge about changes in nutrient content in soil and soil solution in plantation of fast growing hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) established in agricultural land after initial application of fertilizers will make an important contribution to the assessment of environmental impact of measures promoting the bioeconomy concept and will help to choose the best alternatives for managing tree plantations in agricultural land. In addition, data on element flows obtained within the study allows to evaluate several regulating ecosystem services provided by the studied agroforestry system in a hemiboreal region characterized by intensive leaching of nutrients.

APPROBATION OF THE DOCTORAL THESIS

The results of the thesis have been approbated in six scientific publications, one international scientific congress, six international scientific conferences and one national scientific conference. The Hirsch's index of the author of the thesis is 6 according to Scopus database (21.10.2019.).

Scientific publications on the results of the thesis

1. **Bardule A.**, Busa L., Lazdina D., Viksna A., Tvrdonova M., Kanicky V., Vaculovic T. **2019**. Variation of major elements and toxic heavy metals occurrence in a fertilized juvenile hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) tree rings in marginal land. *IForest* (Scopus, CiteScore 2017 — 1.47, Q2). Paper is accepted for publication.
2. Kļaviņš I., **Bārdule A.**, Lībiete Z., Lazdiņa D., Lazdiņš A. **2019**. Impact of biomass harvesting on nitrogen concentration in the soil solution in hemiboreal woody ecosystems. *Silva Fennica* (Scopus, CiteScore 2017 — 1.77, Q1), 53(4), 10016. Paper is accepted for publication.
3. **Bārdule A.**, Grīnfelde I., Lazdiņa D., Bārdulis A., Sarkanabols T. **2017**. Macronutrient leaching in a fertilized juvenile hybrid aspen (*Populus Tremula* L. × *P. Tremuloides* Michx.) plantation cultivated in an agroforestry system in Latvia. *Hydrology Research* (Scopus, CiteScore 2017 — 1.57, Q2), 49(2), 407–420.
4. **Bardule A.**, Lupikis A., Butlers A., Lazdins A. **2017**. Organic carbon stock in different types of mineral soils in cropland and grassland in Latvia. *Zemdirbyste-Agriculture* (Scopus, CiteScore 2017 — 0.81, Q3), 104(1), 3–8.
5. **Bardule A.**, Lazdins A., Sarkanabols T., Lazdina D. **2016**. Fertilized short rotation plantations of hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) for energy wood or mitigation of GHG emissions. *Engineering for Rural Development* (Scopus, IPP 2015 0.275), 2016, 248–255.
6. **Bardule A.**, Rancane S., Gutmane I., Berzins P., Stesele V., Lazdina D., Bardulis A. **2013**. The effect of fertiliser type on hybrid aspen increment and seed yield of perennial grass cultivated in the agroforestry system, *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2013 — 0.20, Q4), 11(1), 13–24.

Scientific publications related to the topic of the thesis

7. **Bārdule A.**, Laiviņš M., Lazdiņš A., Bārdulis A., Zadiņa M. **2017**. Changes in soil organic O layer composition after surface fire in the dry-mesic pine forest in Rucava (Latvia). *Baltic Forestry* (Scopus, CiteScore 2017 — 0.87, Q2), 23(2), 490–497.
8. Lupikis A., **Bardule A.**, Lazdins A., Stola J., Butlers A. **2017**. Carbon stock changes in drained arable organic soils in Latvia: results of a pilot study. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2017 — 0.94, Q2), 15(3), 788–798.
9. Libiete Z., **Bardule A.**, Murniece S., Lupikis A. **2017**. Impact of clearfelling on nitrogen content in soil-, ground-, and surface waters: Initial results from a study in Latvia. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2017 — 0.94, Q2), 15(3), 767–787.

10. Libiete Z., **Bardule A.**, Lupikis A. **2016.** Long-term effect of spruce bark ash fertilization on soil properties and tree biomass increment in a mixed Scots pine — Norway spruce stand on drained organic soil. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2016 — 0.93, Q2), 14(2), 495–512.
11. Kļaviņa D., Muižnieks I., Gaitnieks T., Nikolajeva V., Lazdiņa D., Lazdiņš A., **Bārdule A.**, Menkis A. **2016.** Fungal communities in roots of Scots pine and Norway spruce saplings grown for 10 years on peat soils fertilized with wood ash. *Baltic Forestry* (Scopus, CiteScore 2016 — 0.82, Q2), 22(1), 25–33.
12. Daugaviete M, Lazdina D., Bambe B., **Bardule A.**, Bardulis A., Daugavietis U. **2015.** Productivity of different tree specie in plantations on agricultural soils and related environmental impacts. *Baltic Forestry* (Scopus, CiteScore 2015 — 0.47, Q3), 21(2), 349–358.
13. Daugaviete, M., Korica, M.A., Silins, I., Barsevskis, A., Bardulis, A., **Bardule, A.**, Spalvis, K., Daugavietis, M. **2015.** The use of mineral nutrients for biomass production by young birch stands and stands vitality in different forest growing conditions. *Journal of Environmental Science and Engineering B*, 4, 177–189.
14. Bārdulis A., Lazdiņa D., Daugaviete M., **Bārdule A.**, Daugavietis U., Rozītis G. **2015.** Above ground and below ground biomass in grey alder *Alnus incana* (L.) Moench. young stand on agricultural land in central part of Latvia. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2015 — 1.12, Q2), 13(2), 277–286.
15. Lazdiņa D., Bārdulis A., **Bārdule A.**, Lazdiņš A., Zeps M., Jansons Ā. **2014.** The first three-year development of ALASIA poplar clones AF2, AF6, AF7, AF8 in biomass short rotation coppice experimental cultures in Latvia. *Agronomy Research* (Scopus, CiteScore 2014 — 1.10, Q2), 12(2), 543–552.
16. Gruduls K., **Bārdule A.**, Zālītis T., Lazdiņš A. **2013.** Characteristics of wood chips from logging residues and quality influencing factors. *Research for Rural Development*, 2, 49–54.
17. **Bārdule A.**, Lazdiņš A., Bārdulis A., Lazdiņa D., Stola J. **2012.** Fractions and chemical content of forest litterfall in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand in Level II forest monitoring plot. *Proc. Latv. Univ. Agr.*, 27(322), 16–21. In Latvian.

Participation in summer schools related to the development of the doctoral thesis

1. Summer school of the COST actions FP0903 and ES0903 “Ecophysiological field techniques in climate change and pollution research”, Monte Bondone, Trento, Italy, 5.–9. September 2011.
2. Summer school of the COST action FP1305 BioLink “Modeling in R and modeling soil processes”, Pokljuka, Slovenia, 6.–10. July 2015.

LIST OF ABBREVIATIONS

HA — hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.)

ES — ecosystem services

IAEA — International Atomic Energy Agency

ICP — inductively coupled plasma

IRMS — isotope ratio mass spectrometry

LA — laser ablation

LA-ICP-MS — laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry

SP — sample plot

WWS — wastewater sludge

SUMMARY OF THE DOCTORAL THESIS

1. Literature review

Ecosystems provide a range of services that are essential for human well-being, health, subsistence and survival (Costanza *et al.*, 2014; Nikodemus *et al.*, 2018). The studies of ecosystem services (ESs) is a relatively new field of research, and scientists have focused on its development since the early 20th century when the first significant publications on this topic were published (Nikodemus *et al.*, 2018). In the last decade, the concept of ecosystem services has gained an extended framework incorporating both the contribution of the ecosystem structure and functions to the human well-being and the contribution of human activities to the ecosystem (Burkhard *et al.*, 2012). It should therefore be emphasized that ecosystem services are also to be recognized in the context of human-made and affected ecosystems. Within the thesis the provision of micro- and macroelement flows, included in the regulatory services category (benefits obtained from the regulation of ecosystem processes, TEEB, 2010), was studied in the plantation of short rotation hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. \times *Populus tremula* L.).

The results of the literature survey have shown that depending on the initial land cover and land use type, tree plantations in agricultural land, including agroforestry systems, may have a significant impact on a number of regulatory ESs related to micro- and macroelement flows (Jose, 2009; Daugaviete *et al.*, 2017). In addition, conceptually contrary results of studies on the impact of establishment of tree plantations in agricultural land on the element cycling in the ecosystem are often described in scientific literature. There are significant knowledge gaps about the cycling of elements in tree plantations in agricultural land especially in the hemiboreal region, while, due to different soil characteristics and climatic and hydrological conditions, the research results obtained in other biogeographical regions cannot be directly considered relevant.

Recent literature shows rapid development of analytical methods suitable for detection of chemical composition including isotopic composition of environmental samples. Some of these methods, which have also been used in the development of the thesis, are the isotope ratio mass spectrometry (IRMS) and laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry (LA-ICP-MS). IRMS is a type of mass spectrometry where mass spectrometry is used to measure the isotopic composition of samples (Muccio & Jackson, 2009; Carter & Barwick, 2011). The stable isotope ratio is always measured against the standard defined by the International Atomic Energy Agency (IAEA) for each isotope ratio. It is assumed to express the variation of the natural abundance of stable isotopes with δ , according to 1.1. and 1.2. equations:

$$\text{Ratio}(R) = \frac{\text{abundance of heavy isotope}}{\text{abundance of light isotope}} \quad (1.1.)$$

$$\delta = \left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} - 1 \right) \quad (1.2.)$$

R_{sample} — isotope ratio in sample; R_{standard} — isotope ratio in standard (Carter & Barwick, 2011).

LA-ICP-MS is recognized as one of the best analytical methods to perform multi-element dendroanalysis with very high spatial resolution and low detection limit allowing to determine the composition and cycling of elements and their isotopes in annual tree rings. Ablation or erosion methods are based on the external energy supply to a sample that results in the conversion of a representative portion of the sample into a vapor form or solid aerosol and is subsequently transported into an inductively coupled plasma (ICP) system for atomization and ionization (Viksna, 2011). Laser-material interaction is a complex process that results in (1) evaporation of a sample or ablation; (2) the formation of atoms, ions, molecular compounds. Laser ablation (LA) is a process where energy (laser beam) is focused on the sample surface, sample material is partially evaporated from the surface, or small particles are generated (Viksna, 2011; Ghent University, 2017).

2. Materials and methods

The research object (32 experimental subplots of hybrid aspen) was established in agricultural land in the central part of Latvia (in Skrīveri district, 56°41 N and 25°08 E) in the spring of 2011.

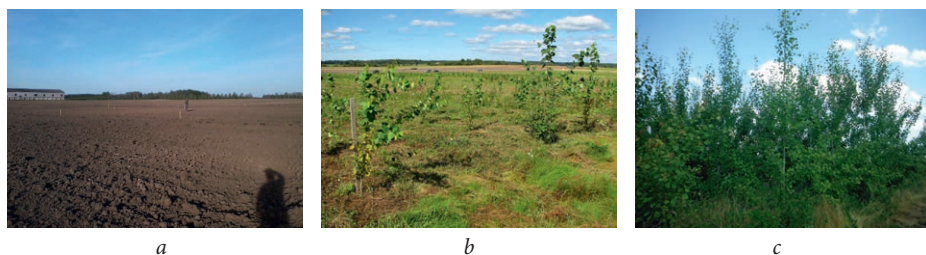


Fig. 2.1. The research object (a — spring of 2011; b — summer of 2012; c — summer of 2015)

Soil types according to the World reference base for soil resources 2006 is *Luvic Stagnic Phaeozem*, *Hypoalbic* and *Mollic Stagnosol*, *Ruptic*, *Calcaric*, *Endosiltic* (Kārklīņš & Rancāne, 2012a, 2012b), the dominant class of soil texture is loam and sandy loam at 0–20 cm depth and sandy loam at 20–80 cm deep. The research object was fenced in autumn 2012. Soil was plowed last time in 2011.

Two different clones (No. 4 and No. 28) of one year old container seedlings of hybrid aspen (*Populus tremuloides* Michx. × *Populus tremula* L.) were planted in agroforestry system (distance between trees is 2.5 × 5.0 m) and as tree plantation (distance between trees is 2.0 × 2.0 m). Plant material producer — JSC “Latvia’s State Forests” nursery “Kalsnava”, Latvia. Container seedlings were grown in nutrient-enriched peat substrate (cassettes HIKO V-310), produced in meristem cultures. In sample plots (SPs) established in agroforestry system, between the 5 m tree rows, two legume (*Galega orientalis* Lam. “Gale” and *Lupinus polyphyllus* L. “Valfrid”) and two perennial grass (*Phalaris*

arundinacea L. “Bamse” and *Festulolium pabulare* “Felina”) cultivars were sown for seed production. The grasses and the legumes were placed in 2.5 m wide columns.

Wastewater sludge and renewable energy by-products — stabilized wood ash and digestate from methane reactor — were applied as nutrient and soil buffer capacity compensatory fertilizers to improve soil quality (Table 2.1.). Wood ash and wastewater sludge fertilizers were applied shortly before the planting of hybrid aspen in spring 2011, but digestate was applied immediately after planting of the hybrid aspen seedlings. In addition control plots were established where no fertilizers were applied.

Table 2.1.

Characteristics of used fertilizers

Fertilizer	Origin	Dose	Type of distribution	Input of nutrients through fertilization, kg ha ⁻¹		
				total N	total P	total K
Stabilized wood ash	boiler house in Sigulda	6 t DM ha ⁻¹	mechanically	2.6	65	190
Digestate	methane reactor in Vecauce district	30 t ha ⁻¹	point source	69	1.2	99
Wastewater sludge	Ltd. “Aizkraukle Water”	10 t DM ha ⁻¹	mechanically	259	163	22

Table 2.2.

Description of sampling of environmental samples and determined parameters

Environmental samples	Short description of sampling	Determined parameters
Soil samples	<p>In July 2011 (after application of fertilizers), in August 2013 and in October 2015, soil was sampled in 32 hybrid aspen SPs (16 SPs in agroforestry system and 16 SPs in tree plantation) at following depth: 0–20 cm, 20–40 cm, 40–60 cm and 60–80 cm. In each SP, soil was sampled in two parallel sets: 1) with probe in three repetitions of defined depths for chemical analysis; (2) with a probe (volume of 100 cm³) in three repetitions from defined depths (from the middle part of the soil layer) to determine the soil bulk density and the soil texture.</p> <p>At the end of July and beginning of August 2012, soil was sampled from genetic horizons in two-profile pits up to 2.0 m depth under the supervision of <i>Dr. habil. agr. Aldis Kārklīņš</i>.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ soil bulk density ▪ texture (content of clay, silt and sand particles) ▪ pH(CaCl₂), pH(KCl), pH(H₂O) ▪ content of carbonates (C_{carb.}) ▪ content of total and organic carbon (C_{total} and C_{org.}) ▪ content of total nitrogen (N_{total}) ▪ content of nitrate nitrogen (NO₃⁻-N) ▪ content of ammonium nitrogen (NH₄⁺-N) ▪ content of total sulphur (S_{total}) ▪ content of phosphate phosphorus (PO₄³⁻-P) ▪ content of plant available K ▪ content of elements extracted with mixture of conc. HNO₃ and conc. HClO₄ (P, K, Ca, Mg, Fe, Al, S, Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb, Cd, As, V, Mo) ▪ content of total Hg

<p>Soil solution and atmospheric precipitation samples</p>	<p>From August 2011 to October 2015 soil solution quality monitoring was done in 14 hybrid aspen SPs. Soil solution samplers (suction tube lysimeters, <i>Eijkelkamp</i>) were installed vertically into the soil at 30 cm and 60 cm depth. Soil solution was sampled twice a month during the frost-free period.</p> <p>From January 2012 to December 2015, bulk deposition monitoring and sampling was done in six SPs. Bulk deposition was sampled with a continuously open plastic funnel connected to the sample bottle (funnel height — 1.2 m, funnel area — 602.6 cm².) The funnel also collected parts of particulate and gaseous deposition during dry periods.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pH ▪ conductivity ▪ total alkalinity ▪ content of phosphate phosphorus (PO₄³⁻-P) ▪ content of nitrate nitrogen (NO₃⁻-N) ▪ content of ammonium nitrogen (NH₄⁺-N) ▪ content of K, Na, Ca and Mg ▪ content of total nitrogen (N_{total}) ▪ content of dissolved total carbon, dissolved organic carbon and dissolved inorganic carbon (C_{total}, C_{org.}, C_{inorg.}) ▪ content of total Mn, Ni, Cu, Zn, As, Cd and Pb
<p>Biomaterial samples of plants and mushrooms: litter; hybrid aspen leaves and branches; <i>Leccinum aurantiacum</i> (Bull.) Gray fruiting bodies; hybrid aspen stem samples</p>	<p>In 2014 and 2015, hybrid aspen litter was sampled. The litter sampling equipment was placed under the foliage of hybrid aspens in four SPs, where different fertilizers were applied initially. The surface area of sampler was 0.5 m².</p> <p>Three sample trees were selected and marked in each SP for sampling branches and leaves of hybrid aspens at the end of each vegetation season.</p> <p>In autumn 2014 and 2015, <i>Leccinum aurantiacum</i> (Bull.) Gray fruiting bodies were sampled.</p> <p>In October 2016, hybrid aspen stem samples were sampled from 12 sample trees using stainless steel hand saw. Stem samples were sampled at 0.20 m height above the root collar, to include all six annual rings. Thickness of stem sample ~ 2 cm.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ content of total carbon (C_{total}) ▪ content of total nitrogen (N_{total}) ▪ content of total sulphur (S_{total}) ▪ content of total phosphorus (P_{total}) ▪ content of total K, Ca and Mg ▪ stable carbon (δ¹³C) and nitrogen (δ¹⁵N) isotope ratio ▪ relative amount of ¹³C, ²⁶Mg, ²⁷Al, ³¹P, ³⁹K, ⁴⁴Ca, ⁵³Cr, ⁵⁵Mn, ⁵⁶Fe, ⁶⁰Ni, ⁶³Cu, ⁶⁶Zn, ¹¹¹Cd, ²⁰²Hg and ²⁰⁸Pb

Empirical data on chemical composition of soil solution sampled at 60 cm depth and data on daily upper layer subsurface runoff calculated for period from 1st January 2011 to 31st December 2015 with the conceptual hydrological model METQ was used to calculate amount of nutrient leaching. The latest version of METQ2012 has been developed by the Latvia University of Life Sciences and Technologies (until March 6, 2018 — Latvia University of Agriculture), Forest and Water Resources Laboratory (Grinfelde & Lauva, 2012).

Data processing was performed in OpenOffice 4.1.1 Calc and R. Pearson correlation coefficients and function (regression) determination coefficients were used to evaluate relationships between different parameters. Correspondence of the data set to normal distribution was tested using graphical analysis in the R (function *qqPlot()*)

package *car*), which represents the relationship between the real data quantiles and the theoretical data quantiles (theoretical data are based on the statistical data of the real data so that they correspond to the normal distribution) (Elferts, 2013). The program R was used to compare data sets and assess the significance of differences. The Wilcoxon test (function *wilcox.test()*, the significance level $\alpha = 0.05$) was used to compare two data sets with non-parametric methods (Elferts, 2013). Wilcoxon rank sum test with continuity correction or Wilcoxon signed rank test was used depending on the dependency between two data sets.

3. Results and discussion

3.1. Soil parameters and composition

Soil bulk density. Soil bulk density is an important physical parameter for soil nutrient storage, water retention capacity and gas exchange in soils or soil aeration (Wang *et al.*, 2011). Within the study significant ($p < 0.05$) differences in soil bulk density were found between different soil layers — in deeper soil layers soil bulk density was higher. Although after the establishment of tree plantation in agricultural land there was a tendency for the soil density to decrease, especially in upper soil layers (on average from $1521 \pm 35 \text{ kg m}^{-3}$ in 2011 to $1381 \pm 27 \text{ kg m}^{-3}$ in 2015 at 0–20 cm depth and from $1569 \pm 28 \text{ kg m}^{-3}$ in 2011 to $1373 \pm 25 \text{ kg m}^{-3}$ in 2015 at 20–40 cm depth), statistically significant ($p < 0.05$) differences in soil bulk density between 2011 and 2015 at sample plot level were not detected. However, comparing the average values of soil bulk density at 0–20 cm depth and at 20–40 cm depth within different tree planting designs, we found statistically significant ($p < 0.05$) decrease in average soil bulk density in the fourth year after establishment of plantation. It demonstrates that tree growth and development of root systems decrease the soil bulk density in the upper soil layers and soil becomes more permeable to water and gaseous substances, while the impact of tree growth on soil bulk density in the deeper soil layers is negligible (Bardule *et al.*, 2019).

Soil pH. Soil pH is one of the most important parameters affecting soil biological activity, plant growth, as well as ion exchange capacity, solubility of organic substance and minerals, nutrient availability to plants and losses of nutrients due to leaching (Nikodemus *et al.*, 2008; Lutter *et al.*, 2016b). It is considered that soil pH is one of those soil properties that demonstrate the fastest reaction to changes, thus indicating the transformation of environmental conditions characteristic to agricultural lands to those characteristic to forest land. In the research object, a large natural variation of soil exchangeable acidity was found regardless of fertilizers that had been initially applied (Table 3.1.). In addition, analysis of soil genetic horizons showed a significant differences in soil active acidity (pH H₂O) and soil exchangeable acidity (pH KCl) within the same soil genetic horizon — difference between soil active and exchangeable acidity in the Ap horizon (mineral organic matter accumulation horizon) reached 2.1 and 2.5 pH units, in the Ah horizon — 2.3 and 2.8 pH units (Kärkliņš & Rancāne, 2012a, 2012b). Considering the large natural variation of soil acidity in the research object, statistically significant differences in soil acidity between control and treated plots were found only in several plots where wastewater sludge or wood ash fertilizers had been initially applied. Within one planting design, the same type of fertilization and soil layer

statistically significant changes in soil acidity due to establishment of plantation were not detected (Bardule *et al.*, 2019).

Table 3.1.

Soil exchange acidity (pH CaCl₂) at the research object

Soil layer	Year	Planting design: 2.0 × 2.0 m				Planting design: 2.5 × 5.0 m			
		control	digestate	waste-water sludge	wood ash	control	digestate	waste-water sludge	wood ash
0–20 cm	2011	6.0 ± 0.2	5.7 ± 0.3	5.6 ± 0.2*	5.7 ± 0.2*	6.59 ± 0.08	6.5 ± 0.4	6.7 ± 0.2*	6.8 ± 0.1*
	2015	5.7 ± 0.3	5.4 ± 0.5	5.7 ± 0.2*	5.6 ± 0.4	6.2 ± 0.1	6.2 ± 0.2	6.5 ± 0.1*	6.6 ± 0.2
20–40 cm	2011	5.9 ± 0.3	5.5 ± 0.3	5.7 ± 0.3*	5.8 ± 0.3*	6.49 ± 0.04	6.4 ± 0.4	6.8 ± 0.2*	6.8 ± 0.1*
	2015	5.7 ± 0.4	5.4 ± 0.5	5.7 ± 0.3*	5.8 ± 0.3	6.5 ± 0.2	6.3 ± 0.3	6.7 ± 0.2*	6.5 ± 0.2
40–60 cm	2011	5.7 ± 0.3	5.4 ± 0.4	5.8 ± 0.3*	6.1 ± 0.2*	6.4 ± 0.3	6.5 ± 0.4	7.0 ± 0.2*	6.87 ± 0.07*/**
	2015	5.5 ± 0.5	5.6 ± 0.6	5.3 ± 0.4	6.5 ± 0.3	6.4 ± 0.4	6.3 ± 0.4	6.6 ± 0.2	6.4 ± 0.1
60–80 cm	2011	6.1 ± 0.2	5.4 ± 0.5	6.0 ± 0.3	6.4 ± 0.3	6.4 ± 0.4	6.8 ± 0.4	7.1 ± 0.2	7.0 ± 0.2
	2015	5.4 ± 0.6	5.6 ± 0.6	5.8 ± 0.5	6.1 ± 0.5	6.4 ± 0.6	6.6 ± 0.5	6.7 ± 0.2	6.7 ± 0.4

* Statistically significant ($p < 0.05$) differences in soil pH between the plots with different tree planting design within one type of fertilization, study year and selected soil layer.

** Statistically significant ($p < 0.05$) differences in soil pH between the control and treated plots within one tree planting design, study year and selected soil layer.

Content of organic carbon and stock in soil. Agroforestry is one of the measures which is currently being recommended to achieve goals of climate change mitigation (Tumwebaze & Byakagaba, 2016). It is considered that agroforestry systems have a large carbon sequestration potential in five carbon pools: above ground biomass (trees, ground vegetation), plant roots (trees, ground vegetation), dead wood (litter), microorganisms and soil (Udawatta & Jose, 2011; Monroe *et al.*, 2016). In the research object, organic C content in soil at 0–20 cm depth ranged from 8.3 g kg⁻¹ to 38.3 g kg⁻¹ in 2011 and from 6.1 g kg⁻¹ to 47.0 g kg⁻¹ in 2015, but in deeper soil layers (at 60–80 cm depth) — from 0.06 g kg⁻¹ to 6.7 g kg⁻¹ in 2011 and from < 0.01 g kg⁻¹ to 12.4 g kg⁻¹ in 2015. Within the study no statistically significant impact of establishment of hybrid aspen plantation on organic C content in soil at 0–40 cm depth during the first five vegetation seasons after establishment of plantation was detected, but at 40–60 cm depth within planting design the average organic carbon content in soil in 2015 was statistically lower than in 2011. The average organic carbon stock in soil at 0–20 cm depth was 6.8 ± 0.4 kg m⁻² in 2011 and 5.9 ± 0.4 kg m⁻² in 2015, but at 0–80 cm depth — 16 ± 1 kg m⁻² in 2011 and 12.5 ± 0.8 kg m⁻² in 2015 (Fig. 3.1.). Within the study at 0–40 cm depth statistically significant differences in organic carbon stock

between 2011 (before hybrid aspen planting) and 2015 (after five vegetation seasons) were not detected, but, contrary to expectations, at 40–80 cm depth statistically significant lower organic carbon stock in soil was detected in 2015 comparing to 2011. There is a heterogeneous soil composition in the research object due to recent soil recultivation — 20 years ago ground levelling and application of peat was done confirmed by the inclusions of organic matter in the soil profile (Bardule *et al.*, 2013). Lower soil bulk density promotes better soil aeration and decomposition of soil organic matter. Thus, the reduction of soil organic C stock found within the study can be explained by the mineralization of peat applied 20 years ago. Results of the study confirmed that research object has been established in agricultural land rich in organic matter in soil: average carbon stock in soil at 0–20 cm depth in the research object was larger than the average values in croplands ($5.5 \pm 0.6 \text{ kg m}^{-2}$) and grasslands ($5.8 \pm 0.9 \text{ kg m}^{-2}$) in Latvia (Bardule *et al.*, 2017). The largest part of organic carbon stock in soil (85%) was located at 0–40 cm depth, but 47% of organic carbon stock in soil was located in soil upper layers at 0–20 cm depth (Bardule *et al.*, 2019).

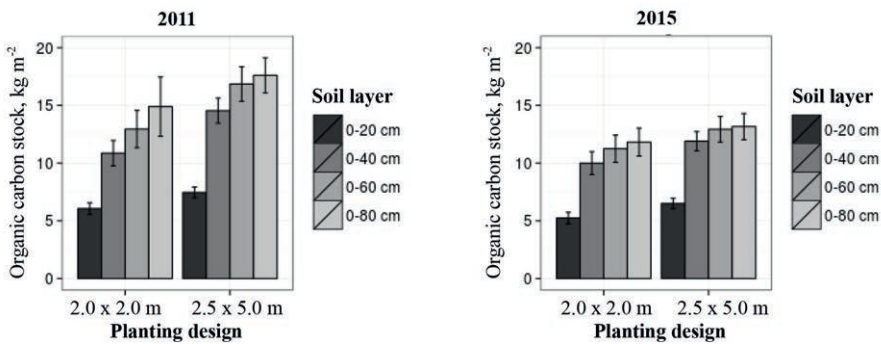


Fig. 3.1. Cumulative organic carbon stock in soil.

Content of total nitrogen and stock in soil. Although in the boreal conditions the largest storage of ecosystem N is in soils and N cycling by foliage litter is very intensive, especially in plantations of fast growing deciduous trees (Meiresonne *et al.*, 2006), changes in N stock in soil after afforestation of agricultural land have been significantly less studied than changes in organic C stock in the soil, although C and N cycling in soil is strongly related (Lutter *et al.*, 2016a). Within the study both in 2011 and in 2015 statistically significant differences in total N content in soil between control and treated plots within the planting design were not detected. Average total N content in upper soil layers (0–20 cm depth) in the research object before hybrid aspen planting was $1.7 \pm 0.1 \text{ g kg}^{-1}$, but after five vegetation seasons since establishment of plantation (in 2015) average total N content in upper soil layers has increased up to $1.9 \pm 0.1 \text{ g kg}^{-1}$. Similarly, the results of the analysis showed that there was no statistically significant impact of fertilization on total N stock in the soil during the first five vegetation seasons. Average total N stock in upper soil layers (0–20 cm depth) during the first five years after establishment of tree plantation in agricultural land had not

changed ($0.50 \pm 0.03 \text{ kg m}^{-2}$), but average total N stock in 0–80 cm soil layer had decreased from $1.2 \pm 0.1 \text{ kg m}^{-2}$ in 2011 to $1.13 \pm 0.06 \text{ kg m}^{-2}$ in 2015. In plots where distance between trees was $2.5 \times 5.0 \text{ m}$, in 2015 cumulative total N stock in 0–80 cm soil layer was significantly lower ($p = 0,039$) comparing to 2011 (Fig. 3.2.) (Bardule *et al.*, 2019).

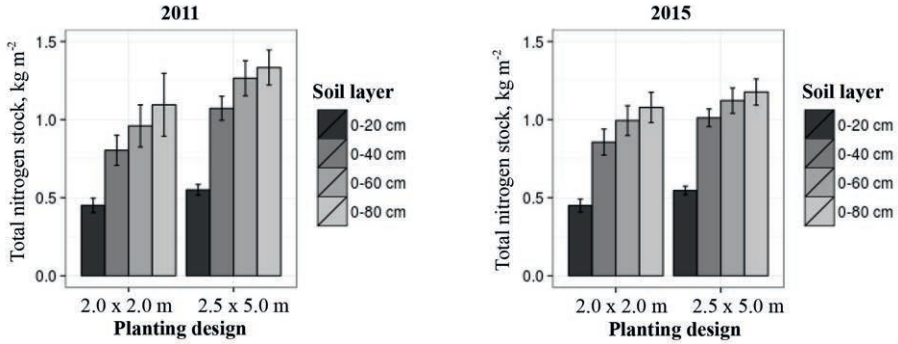


Fig. 3.2. Cumulative total nitrogen stock in soil

C/N ratio in soil. The study confirmed that total N content in soil layers has positive correlation with organic C content (Fig. 3.3), in 2011 correlation coefficient r was 0.986 and in 2015 r was 0.983.

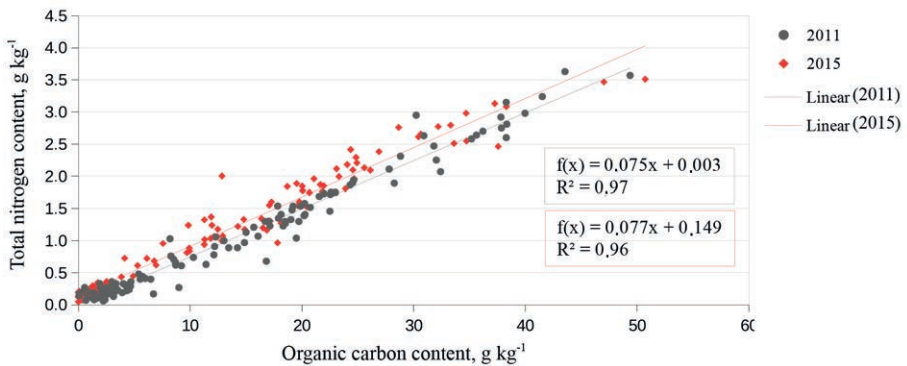


Fig. 3.3. Relationship between organic carbon and total nitrogen content in soil

In the research object average C/N ratio in selected soil layers ranged from 12.6 ± 0.8 (at 40–60 cm depth) to 14.1 ± 0.7 (at 20–40 cm depth) in 2011, but average C/N ratio in soil in 2015 ranged from 4.2 ± 0.6 (at 60–80 cm depth) to 11.6 ± 0.3 (at 20–40 cm depth). In 2015 significantly ($p < 0.05$) lower C/N ratio values were detected in all analyzed soil layers if compared to 2011 (Fig. 3.4.).

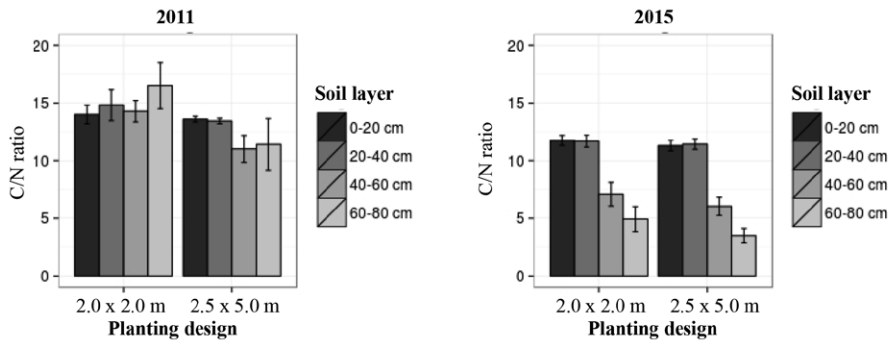


Fig. 3.4. C/N ratio in different soil layers

Bioavailable nutrient content in soil. So far, in boreal and hemiboreal region, only few studies are conducted to evaluate impact of establishment of plantation of fast growing *Populus* spp. on nutrient cycling in soils (Lutter *et al.*, 2016b). Nutrient balance is important for sustainable management of short-rotation plantations of fast growing tree species, because such plantations take up a large amount of nutrients in a short period of time and often require repeated fertilization to ensure the productivity of the trees (Ericsson, 1994; Berthrong *et al.*, 2009; Liao *et al.*, 2012). Table 3.2. shows the average content of plant available nutrients in upper soil layers (0–40 cm depth) in the research object. Although it is considered that homogeneous topsoil is characteristic in agricultural lands (Lutter *et al.*, 2016b), we found a relatively high variation in our study: for instance, in 2011 in upper soil layers (0–40 cm depth) in control plots nitrate content ranged up to 5.1 mg NO₃⁻-N kg⁻¹, ammonium ion content ranged from 3.2 to 20.7 mg NH₄⁺-N kg⁻¹, phosphate content ranged from 46.3 to 190.8 mg PO₄³⁻-P kg⁻¹, but K content — from 31.2 to 176.2 mg K kg⁻¹. Due to comparatively large natural variation of nutrient content in the soil, significant increase in nutrient content was detected only in several plots where fertilizers had been initially applied. Similarly, during the first two years after establishment of hybrid aspen plantation in agricultural land and application of fertilizers significant decrease of nutrient content in soil was not detected, excluding several plots, but it did not indicate a clear trend of decrease of nutrient stock in soil (Bardule *et al.*, 2019).

The content of heavy metals in soil. Soils naturally contain a number of heavy metals and many of them are important plant nutrients (Frausto da Silva & Williams, 2001). However, the largest amount of the heavy metals in soil are the result of pollution and are toxic (Smidt *et al.*, 2012). One of the main sources of pollution in agricultural land is soil fertilization (including fertilization with wastewater sludge and wood ash). Within the study, average Cu, Pb, Zn, Ni, As, Cd, Cr and Hg content in soil upper layers (0–20 cm depth, Table 3.3.) and in deeper soil layers (20–80 cm depth) was evaluated. Considering the large natural variation of heavy metal content in soil in the research object, statistically significant differences in heavy metal content in soil between control and treated plots were not detected. Consequently, no significant deterioration of soil quality in the context of heavy metals has been observed as a result of application of fertilizers (wastewater sludge — dose 10 t DM ha⁻¹, wood ash — dose

Table 3.2.

Bioavailable nutrient content in upper soil layers (0–40 cm) in the research object

Year	Planting design: 2.0 × 2.0 m				Planting design: 2.5 × 5.0 m			
	control	digestate	wastewater sludge	wood ash	control	digestate	wastewater sludge	wood ash
NO₃⁻-N, mg kg⁻¹								
2011	3.4 ± 0.4	6 ± 1**	3.5 ± 0.4	3.4 ± 0.5	3.3 ± 0.4	2.3 ± 0.2**	4.4 ± 0.6	3.5 ± 0.6
2013	2 ± 1	4 ± 1	4 ± 1	0.6 ± 0.6	5.5 ± 0.9*	9 ± 3	6 ± 2	9 ± 2*
NH₄⁺-N, mg kg⁻¹								
2011	6.1 ± 0.9	9 ± 2	5.8 ± 0.4	4.3 ± 0.4	11 ± 2	7.5 ± 0.4	9 ± 1	7.7 ± 0.6
2013	2.3 ± 0.8	6.2 ± 0.3**	5.2 ± 0.9**	2.8 ± 0.6	17 ± 14*	3.3 ± 0.5	3.2 ± 0.3*	17 ± 10
PO₄³⁻-P, mg kg⁻¹								
2011	94 ± 9	100 ± 12	88 ± 13	88 ± 8	115 ± 16	113 ± 14	150 ± 13	141 ± 14
2013	92 ± 11	67 ± 7*	80 ± 13	78 ± 10	122 ± 25	108 ± 12	114 ± 8*	144 ± 23
K, mg kg⁻¹								
2011	97 ± 17	152 ± 20**	87 ± 9	86 ± 9	62 ± 5	66 ± 5	81 ± 4**	92 ± 8**
2013	75 ± 8	113 ± 20	74 ± 6	78 ± 13	66 ± 8	73 ± 8	82 ± 17	107 ± 27
* Statistically significant ($p < 0.05$) differences in nutrient content in soil between 2013 and 2011 within one tree planting design and type of fertilization.								
** Statistically significant ($p < 0.05$) differences in nutrient content in soil between the control and treated plots within one tree planting design and study year.								

Table 3.3.

Average content (mg kg⁻¹) of heavy metals in upper soil layers in the research object after application of fertilizers in 2011

Element	Soil texture	Type of fertilizer			
		control	digestate	wastewater sludge	wood ash
Cu	loamy sand	5.6*	3.7 ± 0.2	5.0 ± 0.6	4.6 ± 0.7
	loam	5.2 ± 0.9	6.9*	3.3*	5.9 ± 0.9
Pb	loamy sand	6.7*	8.1 ± 0.5	9.0 ± 0.9	9 ± 1
	loam	9.8 ± 0.7	11.1*	8.7*	10 ± 2
Zn	loamy sand	22*	22 ± 2	28 ± 5	24.1 ± 0.7
	loam	46 ± 19	47*	16*	42 ± 21
Ni	loamy sand	9.3*	5.6 ± 0.4	7 ± 1	8 ± 2
	loam	8 ± 1	9.5*	5.3*	8.5 ± 0.3
As	loamy sand	3.3*	2.5 ± 0.2	3.2 ± 0.3	3.43 ± 0.02
	loam	3.4 ± 0.6	4.2*	3.1*	3.4 ± 0.2
Cd	loamy sand	< NR	0.03 ± 0.02	0.07 ± 0.01	0.02 ± 0.02
	loam	0.12 ± 0.04	0.18*	< NR	0.09 ± 0.09
Cr	loamy sand	5.9*	6.8 ± 0.5	7.1 ± 0.4	6.67 ± 0.03
	loam	9 ± 2	13.0*	6.4*	9 ± 2
Hg	loamy sand	0.019*	0.033 ± 0.001	0.037 ± 0.002	0.027 ± 0.006
	loam	0.05 ± 0.01	0.073*	0.025*	0.05 ± 0.02
Value exceeds target value (A) for relevant soil texture group, but not exceeds limit values (B and C) defined in the Regulation of the Cabinet of Ministers No. 804 "Regulations for soil and ground quality standards" (25 October 2005).					
* Only one soil sample correspond to the to the relevant soil texture group within the treatment.					

6 t DM ha⁻¹, digestate — dose 30 t ha⁻¹), although target values of Zn, Ni, As and Cd content in the soil for achieving sustainable soil quality were exceeded both in the top-soil and in deeper soil layers (Bardule *et al.*, 2019).

Some of the heavy metals in the soil are adsorbed on clay minerals and organic matter (Smidt *et al.*, 2012). It was clearly confirmed by the results of this study. Pearson's correlation coefficients which characterize the relationship between heavy metal content and clay and organic C content in soil, are summarized in Table 3.4.

Table 3.4.

Characterization of linear relationships between heavy metal content and content of clay particles or organic C content in soil (correlation coefficients, r)

Correlation coefficients (r)	Fe content	Cu content	Pb content	Zn content	Ni content	As content	Cd content	Cr content	Hg content
Content of clay particles	0.63	0.54	0.09	0.15	0.62	0.55	0.01	0.30	-0.01
Organic C content	-0.11	-0.15	0.87	0.77	-0.25	0.10	0.92	0.71	0.95
<i>0.5 ≤ r ≤ 0.8 — a moderate uphill (positive) relationship.</i>									
<i> r > 0.8 — a strong uphill (positive) linear relationship.</i>									

3.2. Chemical composition of soil solution

Mitigation of nutrient leaching is a significant ES which may comparatively easy be affected by management decisions in local areas (Tully *et al.*, 2012). Agroforestry systems are considered as an approach for reduction of diffuse pollution in agricultural lands (Udawatta *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2003; Anderson *et al.*, 2008; Jose, 2009). Agroforestry systems improve drainage quality by reducing the rate of surface runoff, which contributes to infiltration, sediment deposition and nutrient retention. Also, in agroforestry systems, nutrients are intensively taken up by tree roots, and thus the nutrient leaching into groundwater is reduced (Lee *et al.*, 2003; Allen *et al.*, 2004; Nair & Graetz, 2004; Jose, 2009). With the return of nutrients in the element cycling system through tree roots and litter, the system's efficiency of nutrient usage increases (Allen *et al.*, 2004; Jose, 2009). Trees have longer vegetation season than most agricultural crops and it increases the uptake and efficiency of the usage of nutrients in agroforestry systems before and after the beginning and end of the vegetation season of agricultural crops (Jose, 2009).

Soil solution pH. During the filtration of water through the soil layers, its chemical composition changes in the processes of rock weathering, ion exchange, mineralization and immobilization. One of the most important parameters of soil solution is pH, and changes of pH can have a significant impact on nutrient cycling in tree ecosystems (Těrauda, 2008). During the study period atmospheric precipitation pH ranged in comparatively wide spectrum from 4.09 ± 0.05 to 8.47 ± 0.05 , moreover, during the study period, the increase of annual average pH values in atmospheric precipitation was observed. In 2014 and 2015, statistically significant higher average pH value in atmospheric precipitation was detected if compared to 2012. Also the effect of seasonality on

atmospheric precipitation pH was observed — pH decreased during the winter months but increased during the summer months. Comparing soil solution pH in 30 cm and 60 cm depth within one study year and type of fertilization, significant differences in soil solution pH were not detected. Similarly, significant difference in soil solution pH between control plots (average soil solution pH was 7.68 ± 0.05) and treated plots (average soil solution pH was 7.85 ± 0.02) was not detected. However, in the period from 2012 to 2015 a lower average soil solution pH value (7.76 ± 0.02) was found if compared to the average pH value in soil solution in 2011 (8.35 ± 0.02) (Bardule *et al.*, 2019).

Soil solution conductivity. Soil solution conductivity characterizes the amount of salts dissolved in the water. During the study period atmospheric precipitation conductivity ranged in comparatively wide range from $5.8 \pm 0.3 \mu\text{S cm}^{-1}$ to $111 \pm 17 \mu\text{S cm}^{-1}$, and no statistically significant differences in soil solution conductivity between different study years were detected. During the filtration of water of atmospheric precipitation through the vegetation and soil layers, conductivity of the water increases significantly. Comparing annual average values of soil solution conductivity, in all plots higher soil solution conductivity was detected in 60 cm depth if compared to 30 cm depth, in several plots the difference was statistically significant. At the same time, comparing annual average values of soil solution conductivity in control and treated plots in 30 cm and 60 cm depth separately (Fig. 3.5.), significantly higher soil solution conductivity was detected in the plots where wood ash and wastewater sludge fertilizers had initially been applied (Bardule *et al.*, 2019).

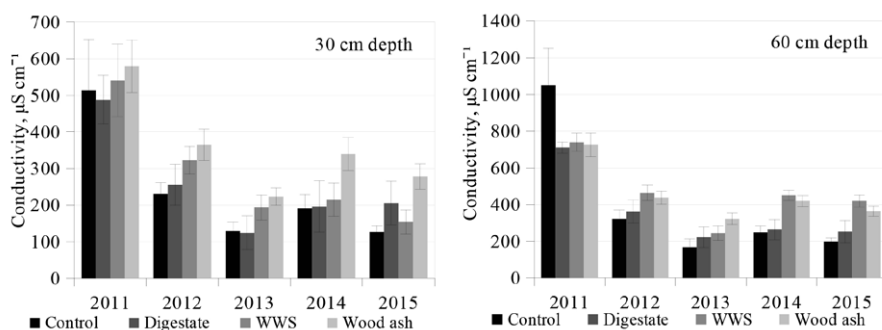


Fig. 3.5. The average annual soil solution conductivity in 30 cm and 60 cm depth

Nutrient content in soil solution. Agriculture is considered to be one of the main causes of increased nutrient content in surface waters in the Nordic and Baltic countries. Not only hydro-meteorological conditions, but also nutrient concentrations in watercourses in agricultural lands vary depending on the type and quantity of fertilizer used, farming practices (e.g. type of plowing) and type of crop and land management (Pengerud *et al.*, 2015). Mitigation of leaching of nutrients is one of the ESs provided by the agroforestry systems (Tully *et al.*, 2012).

Average input of $\text{NO}_3\text{-N}$ in ecosystem through atmospheric precipitation during period from 2012 to 2015 was $3.6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, average $\text{PO}_4^{3\text{-}}\text{-P}$ input from atmosphere — $0.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and average K input — $2.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. No significant differences ($p > 0.05$) in average nutrient content in atmospheric precipitation between

study years were detected. Since 2013, input of NO_3^- -N through atmospheric precipitation exceeded NO_3^- -N leaching from ecosystem (Fig. 3.7.) despite the application of nitrogen containing fertilizers. Similarly, PO_4^{3-} -P annual input through atmospheric precipitation exceeded PO_4^{3-} -P leaching (Fig. 3.7.) except plots where wastewater sludge fertilizer had been initially applied. It indicates intensive uptake of NO_3^- -N and PO_4^{3-} -P by plant roots and cycling in the ecosystem.

Table 3.5. shows the average content of nutrients in soil solution in 30 cm depth in study period (2011–2015) in hybrid aspen plantation in agricultural land. The results of soil solution analysis indicate significant differences in nutrient content in soil solution at the beginning and end of the study period, as well as between plots where different fertilizers had been initially applied. In EU Member States, common water quality standards determining the quality division into classes according to concentrations of biogenic elements have not been developed (Lagzdinš *et al.*, 2008), however, the EU Nitrates Directive and the relevant legislation of the Republic of Latvia set limit values for nitrate content — its values in waters should not exceed $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ ($11.3 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$). In the research object in plots where fertilizers had been initially applied the mentioned limit value of nitrate content in soil solution was exceeded only in 2011 both in 30 cm and in 60 cm depth, reaching maximum $29.8 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$ (in plot where digestate fertilizer had initially been applied). Evaluating NO_3^- -N content in soil solution in 30 cm depth, in all plots a tendency for NO_3^- -N content in soil solution to decrease over time after the establishment of hybrid aspen plantation has been observed reaching a significant level. Average NO_3^- -N content in soil solution in 30 cm depth in 2011 was $9 \pm 2 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$, but in 2015 average NO_3^- -N content in soil solution in 30 cm depth had decreased significantly to $0.10 \pm 0.02 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$. Although in the plots where N-rich fertilizers (wastewater sludge and digestate) had been initially applied, the average nitrate content in soil solution in 30 cm depth in 2011 was higher if compared to the control plots, no significant differences were found (Table 3.5). Evaluating PO_4^{3-} -P content in soil solution in 30 cm depth in plots where different fertilizers had been initially applied separately, no significant differences over time after the establishment of hybrid aspen plantation have been observed. At the same time, a significant impact of fertilization, especially with wastewater sludge fertilizer, on PO_4^{3-} -P content in soil solution in 30 cm depth was observed. Comparing to control plots, in plots where wastewater sludge fertilizer had been initially applied higher PO_4^{3-} -P content in soil solution in 30 cm depth was observed during all study period, although statistically significant differences were observed only in 2013 and 2015 due to a large variation (Table 3.5.). Similarly as in case with NO_3^- -N, also evaluating K content in soil solution in 30 cm depth, a tendency for K content in soil solution to decrease over time after the establishment of hybrid aspen plantation has been observed in all plots reaching a significant level. Comparing to control plots, in plots where wood ash and digestate fertilizers had been initially applied higher K content in soil solution in 30 cm depth was observed during all study period, although due to a large variation statistically significant differences were observed only in 2015 in plot where wood ash fertilizer had been initially applied (Table 3.5.).

Table 3.5.

Average nutrient content in soil solution in 30 cm depth

Nutrient, unit	Year	Type of fertilizer			
		control	wood ash	digestate	wastewater sludge
NO ₃ ⁻ -N, mg L ⁻¹	2011	7 ± 2	7 ± 4	11 ± 6	9 ± 5
	2012	2.0 ± 0.7	1.2 ± 0.6	0.6 ± 0.2*	1.6 ± 0.6
	2013	0.2 ± 0.1	0.3 ± 0.2	0.2 ± 0.1*	0.7 ± 0.4
	2014	0.3 ± 0.2	0.2 ± 0.1*	0.4 ± 0.2*	0.4 ± 0.1
	2015	0.2 ± 0.1*	0.1 ± 0.1*	0.1 ± 0.1*	0.1 ± 0.1*
PO ₄ ³⁻ -P, mg L ⁻¹	2011	0.005 ± 0.005	0.14 ± 0.09	0.03 ± 0.01	0.14 ± 0.09
	2012	0.020 ± 0.007	0.04 ± 0.02	0.016 ± 0.006	0.10 ± 0.05
	2013	0.008 ± 0.005	0.04 ± 0.02	0.005 ± 0.005	0.10 ± 0.06**
	2014	0.05 ± 0.03	0.10 ± 0.03	0.02 ± 0.01	0.17 ± 0.06
	2015	0.022 ± 0.003	0.10 ± 0.02**	0.011 ± 0.003**	0.18 ± 0.07**
K, mg L ⁻¹	2011	3 ± 1	9 ± 3	9 ± 2	6 ± 2
	2012	3.3 ± 0.7	4.6 ± 0.3	4.5 ± 0.8	2.8 ± 0.3
	2013	3 ± 1	3.9 ± 0.5	3.8 ± 0.9	2.9 ± 0.5
	2014	2.0 ± 0.6	2.6 ± 0.7*	3.4 ± 0.4*	2.7 ± 0.3
	2015	2.0 ± 0.3	3.2 ± 0.3*/**	2.9 ± 0.3*	2.1 ± 0.2*
* Statistically significant ($p < 0.05$) differences if compared to 2011 within one type of fertilization.					
** Statistically significant ($p < 0.05$) differences in nutrient content in soil between control and treated plots within one study year.					

In all plots, the highest NO₃⁻-N content in soil solution in 60 cm depth was observed in 2011. Similarly, in all plots significant decrease of NO₃⁻-N content in soil solution was observed (in average from 11 ± 2 mg L⁻¹ in 2011 to 0.08 ± 0.02 mg L⁻¹ in 2015). The decrease of nitrate content in soil solution in 60 cm depth over time after the establishment of the hybrid aspen plantation and the initial application of fertilizers corresponds to the logarithmic regression. The coefficients of the regression equation varied depending on the type of used fertilizer, but in all sample plots, the logarithmic regression determination coefficient R^2 was > 0.81. Comparing to control plots, in plots where wastewater sludge fertilizer had been initially applied significantly higher PO₄³⁻-P content in soil solution in 60 cm depth was observed in 2014 and in 2015. Similarly, in 2014 and in 2015 significantly higher PO₄³⁻-P content in soil solution in 60 cm depth was observed in plots where wastewater sludge fertilizer had been initially applied if compared to 2011 showing gradual decomposition of fertilizer's organic matter. This trend was observed in soil solution also in 30 cm depth. During the study period from 2011 to 2015 the highest average K content in soil solution in 60 cm depth was observed in plots where wood ash fertilizer had been initially applied showing significant impact of fertilizer on K concentration in soil solution. The highest K content (21.4 mg L⁻¹) in soil solution in 60 cm depth was observed in the beginning of summer 2012 in plot where wood ash fertilizer had been initially applied (Bardule *et al.*, 2019).

Content of total nitrogen and organic carbon in soil solution. Evaluating total N content in soil solution in 30 cm and in 60 cm depth, a decreasing trend of total N content in soil solution over time after establishment of hybrid aspen plantation in agricultural land was observed in all plots. The highest total N content (11.9 mg L^{-1}) in soil solution was observed in 60 cm depth in 2012 in plot where wastewater sludge fertilizer had been applied. Comparing to the control plots, in plots where N containing fertilizers had been initially applied no significantly higher total N content in soil solution was observed. Evaluating quality of soil solution in the research object according to the recommendations for the division of water quality in drainage systems depending on total N content in water developed by the Latvia University of Life Sciences and Technologies (Lagzdīņš *et al.*, 2008), soil solution quality in the research object was rated as high as the average total N content was $< 4.5 \text{ mg N L}^{-1}$. During the filtration of water of atmospheric precipitation through the soil layers water is enriched with C containing substances — in all plots in 60 cm depth total C content in soil solution was higher than in 30 cm depth. Similarly, it was observed that in plots where fertilizers had been initially applied total C content in soil solution was higher both in 30 cm depth and in 60 cm depth if compared to control plots.

Content of heavy metals in soil solution. Small catchment areas and drainage systems affected by diffuse pollution caused by agricultural activities, including the application of fertilizers, are the starting points of a hydrographic network, where it is possible to estimate the load of biogenic elements or heavy metals. The leakage of polluting elements from diffuse sources is influenced by time and space factors, for instance, variable climatic and hydrological conditions, geomorphological features, crop rotation and land use, thus, diffuse sources are more difficult to control and evaluate if compared to point sources (Lagzdīņš *et al.*, 2008). Heavy metal (Mn, Ni, Cu, Zn, As, Cd and Pb) content in water samples of soil solution and atmospheric precipitation sampled in spring (April-June) of 2015 was evaluated — in the fourth year after application of fertilizers. During the filtration of water of atmospheric precipitation through the soil layers water was enriched with Ni, Cu, Pb and As, but in atmospheric precipitation higher Mn (except soil solution sampled in 60 cm depth in the plots where wood ash fertilizer had been initially applied), Zn and Cd content was observed if compared to heavy metal content in soil solution (Fig. 3.6.). Considering the large natural variation of heavy metal content in soil solution, no significantly higher heavy metal content in soil solution in plots where fertilizers had been initially applied was found (Bardule *et al.*, 2019). Similarly, the content of heavy metals in soil solution did not reach target values or limit values that would indicate the need for measures to clarify the boundaries of the contamination range, assess whether pollution poses any risk to human health and environment, and prevent further groundwater contamination. The distribution of heavy metals between the solid and liquid phases of soil is influenced by several processes (e.g., adsorption, complex formation, precipitation — dissolution reactions) that are directly dependent on the pH of the environment. Within the study a moderately tight negative relationship between Pb and Cd content in soil solution and soil solution pH was observed, correlation coefficients r were -0.61 and -0.52 , respectively. This correlation can be explained by the adsorption and precipitation of insoluble compounds, as evidenced by the relatively high pH values in soil solution in the research object. In general, if soil solution pH is around 6.0–7.0, which corresponds to

that found in the research object, only a small part of the metal ions is present in the soil solution (Rieuwerts *et al.*, 1998).

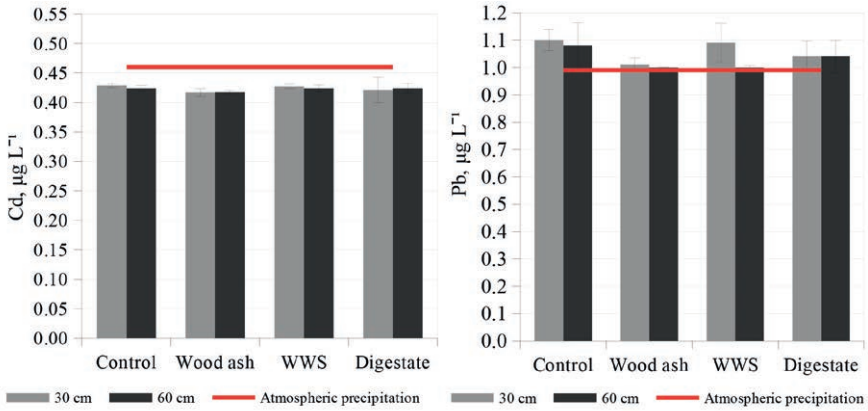


Fig. 3.6. Cd and Pb content in soil solution and depositions in spring of 2015

Leaching of nutrients. In the Baltic Sea region, deterioration of quality of both freshwater and saltwater is observed as well as eutrophication of surface water resulting in development of various recommendations, international conventions and other environmental agreements. Latvia is located in a wet, temperate climatic zone, where atmospheric precipitation exceeds evaporation which results in water runoff in spring and autumn (Jansons *et al.*, 2011). The results of scientific studies in the Baltic Sea region indicate that leaching of nutrients from agricultural lands can be significant; moreover, there is an increase in agricultural intensity in the Baltic States (Stålnacke *et al.*, 2014). Average daily nutrient leaching from soil in the research object was calculated using an integrated approach that includes soil runoff (upper groundwater runoff) data calculated with the conceptual model METQ2012 and empirical data on chemical composition of soil solution. The highest daily NO_3^- -N leaching (412.0 g ha^{-1}) was detected in 2011 in plot where digestate fertilizer had been initially applied. The results showed that the amount of nitrate annually leached has significantly decreased over the time after establishment of hybrid aspen plantation in agricultural land (from an average of 9.85 kg ha^{-1} in 2012 to an average of 0.17 kg ha^{-1} in 2015) despite the initial application of fertilizers (Fig. 3.7.).

The highest daily phosphate leaching (11.0 g ha^{-1}) was detected in 2014 (four years after application of fertilizers) in plot where wastewater sludge fertilizer had been initially applied. The results show a significant impact of use of wastewater sludge fertilizer not only on daily phosphate leaching, but also on annual phosphate leaching (Fig. 3.7.). In control plots and in plots where wood ash and digestate fertilizer had been initially applied tendency for annual phosphate leaching to decrease was observed, but in the plots where wastewater sludge fertilizer had been initially applied annual phosphate leaching increased in the fourth and fifth year after application of the fertilizer reaching the highest values in the study period (respectively, $389.8 \text{ g ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and $307.5 \text{ g ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$).

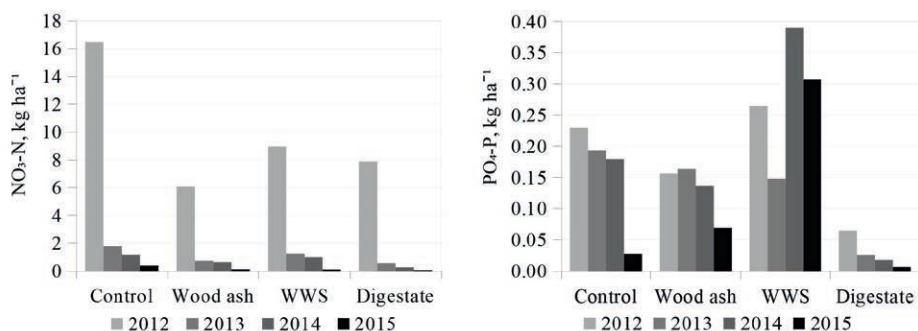


Fig. 3.7. Average annual leaching of nitrate and phosphate in the research object

Potassium ions in the soil are mobile, and therefore a large amount of K can be leached, especially from agricultural lands (Alfaro *et al.*, 2004). The leaching of K is less studied, if compared with nitrates and phosphates, as K is not considered pollutant and K leaching does not influence the eutrophication of surface waters directly. However, increased K leaching may have impact on plant growth and soil quality (Broschat, 1995; Kolahchi & Jalali, 2007). Amount of daily K leaching varied depending on the type of fertilizer initially applied and meteorological conditions. Results of the study showed that the highest daily K leaching was observed in 2012 (in the second year after application of fertilizers) in plots where wood ash fertilizer had been initially applied when daily K leaching reached the highest value — 485.4 g K ha⁻¹, but during time period from 2013 to 2015 daily K leaching was relatively stable — from 25.4 to 41.8 g ha⁻¹. In control plots daily K leaching during the study period decreased from 32.3 g ha⁻¹ in 2011 to 8.6 g ha⁻¹ in 2015. Also annual K leaching during the study period mostly decreased in all plots reaching the lowest value 3.12 kg K ha⁻¹ in 2015 in control plots (Fig. 3.8). The decrease in K leaching was observed in 2013 and 2015, which can be explained by the comparatively smaller amount of total atmospheric precipitation in the respective years. Despite the general tendency for the amount of leached K in the research object to decrease, including in the plots where K containing fertilizers had been initially applied, K leaching exceeded K input through atmospheric precipitation, indicating mineralization processes of minerals containing K.

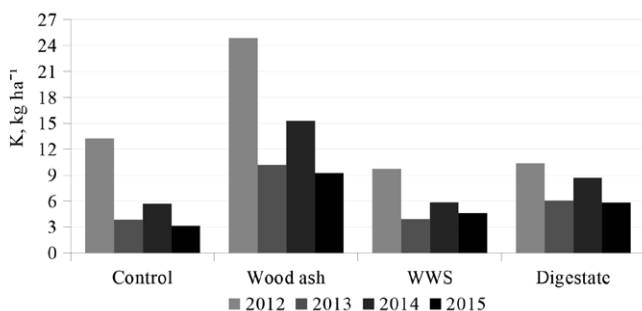


Fig. 3.8. Average annual leaching of potassium in the research object

3.3. Chemical composition of biomaterial of plants and mushrooms

Chemical composition of hybrid aspen leaves, branches and litter. Leaves and branches of hybrid aspen foliage are the main nutrient storages that ensure the preservation and cycling of nutrients in the ecosystem. As in tree dominant ecosystems pollutants and nutrients from atmospheric precipitation, as well as particulate matter in the dry precipitation process are filtered through the tree crowns, the litter reaching the soil also contains chemicals that have accumulated in the trees' needles or leaves. The litter is considered to be the second largest source of nutrients on the earth's surface, but nutrients from organic matter are released slowly as a result of mineralization processes. In contrast, nutrients that have reached the soil in the form of throughfall and stemflow precipitation are usually nearly dissolved and can therefore be quickly assimilated by plants (Těrauda, 2008).

Total annual litter biomass in the research object in 2014 and 2015 is shown in Figure 3.9. In 2015, significantly larger amount of total litter biomass was observed if compared to 2014 which can be explained by the fast growth of the hybrid aspens, including the parts of the tree crown, which contributes the most to the total biomass of the litter.

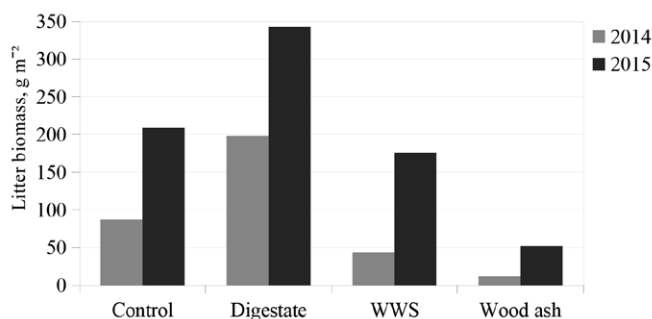


Fig. 3.9. Total annual biomass of litter in the research object

Table 3.6. summarizes average proportion of different litter fractions in the total litter biomass as well as average macroelement content in different litter fractions. Input of macroelements through leaves of hybrid aspen in 2014 and 2015 depending on type of used fertilizer is shown in Table 3.7. Amount of macroelements returned in the element cycling by leaves' litter of hybrid aspen is directly dependent on the age of tree plantation and type of used fertilizer. Both in 2014 and in 2015 the largest amount of microelements returned in the element cycling by leaves' litter of hybrid aspen was observed in the plots where digestate has been initially applied although this type of fertilizer did not contain the highest amount of nutrients (N, P, K) if compared to the wastewater sludge and wood ash fertilizer.

Table 3.6.

Average content of macroelements in litter in the research object

Fraction (w)	C, g kg ⁻¹	N, g kg ⁻¹	P, g kg ⁻¹	K, g kg ⁻¹	Ca, g kg ⁻¹	Mg, g kg ⁻¹	S, mg kg ⁻¹
Branches and bark (1.6%)	509 ± 5 n = 4	6.4 ± 0.7 n = 4	1.4 ± 0.4 n = 3	7.8 ± 0.5 n = 3	171 ± 1 n = 3	2.8 ± 0.1 n = 3	55 ± 27 n = 3
Hybrid aspen leaves (92.9%)	505 ± 2 n = 8	12 ± 1 n = 8	2.3 ± 0.1 n = 4	6.2 ± 0.5 n = 4	24 ± 3 n = 4	3.8 ± 0.1 n = 4	506 ± 22 n = 4
Seeds (1.5%)	592 ± 14 n = 2	11 ± 3 n = 2	0.5 n = 1	1.8 n = 1	10.8 n = 1	1.5 n = 1	347 n = 1
Insects, faeces, etc. (3.9%)	151 ± 4 n = 2	29 ± 6 n = 2	1.8 n = 1	3.6 n = 1	13.7 n = 1	3.2 n = 1	1325 n = 1
Leaves of other tree species (0.2%)	520 n = 1	13.0 n = 1	2.6 n = 1	8.4 n = 1	19.6 n = 1	3.2 n = 1	556 n = 1
<i>n</i> — number of samples; <i>w</i> — average proportion of the relevant litter fraction from the total litter biomass.							

Table 3.7.

The amount of macronutrients returned in nutrient cycling by litter of hybrid aspen leaves

Year	Type of fertilizer	Biomass of litter of HA leaves, kg ha ⁻¹	C, kg ha ⁻¹	N, kg ha ⁻¹	P, kg ha ⁻¹	K, kg ha ⁻¹	Ca, kg ha ⁻¹	Mg, kg ha ⁻¹	S, kg ha ⁻¹
2014	control	836.3	415.6	11.25	2.37	5.18	19.74	3.18	0.89
	digestate	1926.4	965.1	37.45	5.31	11.94	45.46	7.32	2.59
	wastewater sludge	365.3	188.3	4.47	1.11	2.27	8.62	1.39	0.44
	wood ash	105.5	52.7	0.81	0.26	0.65	2.49	0.40	0.08
2015	control	1972.4	992.4	27.0	4.8	12.5	30.5	7.2	1.04
	digestate	3060.9	1549.2	37.0	6.7	22.5	85.8	11.9	1.65
	wastewater sludge	1682.1	853.8	19.3	4.1	8.7	42.6	6.9	0.86
	wood ash	507.6	258.3	3.9	1.1	3.0	13.0	1.9	0.23

The isotopic composition of tree leaves and branches is dependent on both the tree species and fertilizer (Kalcitsits *et al.*, 2015). Average $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in leaves of four years old hybrid aspen are summarized in Table 3.8. $\delta^{13}\text{C}$ values in the leaves of hybrid aspen varied within a relatively narrow range from -29.47‰ to -28.04‰ . $\delta^{15}\text{N}$ values in the leaves of hybrid aspen varied from 1.19‰ (in control plot) to 6.49‰ (in plot where wastewater sludge has been initially applied). Within the study statistically significant differences in $\delta^{13}\text{C}$ values in hybrid aspen leaves between hybrid aspen clone No. 4 and clone No. 28 were detected in the control plot. In all plots, a larger $\delta^{15}\text{N}$ value was detected in leaves of hybrid aspen clone No. 28 if compared to clone No. 4, but statistically significant difference ($p = 0.002$) was detected only in the plot

where wastewater sludge has been initially applied. Similarly, a larger average $\delta^{15}\text{N}$ values were detected in all plots where some of the fertilizers had been initially applied if compared to the control plots, but statistically significant difference was detected only between control plots and plots where wastewater sludge ($p = 0.002$ both in plot of hybrid aspen clone No. 4 and in plot of hybrid aspen clone No. 28) and digestate ($p = 0.002$ in plot of hybrid aspen clone No. 4, $p = 0.015$ in plot of hybrid aspen clone No. 28) had been initially applied.

Studies of different tree species have shown that the $\delta^{13}\text{C}$ values both in wood at the ecosystem level and in tree rings at individual tree level vary considerably, even in the same ecosystem or in the same individual tree. It is explained by the strong dependence of the $\delta^{13}\text{C}$ values on environmental and climatic conditions, such as plant genetic properties pertaining to water use efficiency, photosynthetic activity which in turn depends on factors such as solar radiation and nutrient availability, microtopography, soil type and texture, hydrological features, rainfall and air temperature (Bégin *et al.*, 2015).

Table 3.8.

Average $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in leaves' samples of four year old hybrid aspen

Type of fertilizer	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$, ‰		$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$, ‰	
	clone No. 4	clone No. 28	clone No. 4	clone No. 28
Control	$-28,4 \pm 0,2$ $n = 3$	$-29,0 \pm 0,2^*$ $n = 3$	$1,6 \pm 0,1$ $n = 3$	$2,0 \pm 0,1$ $n = 3$
Digestate	$-28,6 \pm 0,1$ $n = 3$	$-28,8 \pm 0,2$ $n = 3$	$2,8 \pm 0,1^{**}$ $n = 3$	$3,0 \pm 0,2^{**}$ $n = 3$
Wastewater sludge	$-29,0 \pm 0,1^{**}$ $n = 3$	$-28,5 \pm 0,1$ $n = 3$	$2,7 \pm 0,1^{**}$ $n = 3$	$4,6 \pm 0,6^{**}$ $n = 3$
Wood ash	$-29,1 \pm 0,1$ $n = 3$	$-28,8 \pm 0,2$ $n = 3$	$1,7 \pm 0,1$ $n = 3$	$3,5 \pm 0,7$ $n = 3$
* Statistically significant ($p < 0.05$) differences in C or N isotope ratio in leaves of hybrid aspen between clone No. 4 and clone No. 28 within treatment.				
** Statistically significant ($p < 0.05$) differences in C or N isotope ratio in leaves of hybrid aspen between control and treated plots within one clone of hybrid aspen.				
n — number of samples.				

Isotopic composition of *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray. Studies of isotopic composition of fruiting bodies of fungi have shown a large variation in stable isotope ratio: $\delta^{15}\text{N}$ values range from -7.1 ‰ to 21.8 ‰, but $\delta^{13}\text{C}$ values range from -31.7 ‰ to -19.0 ‰ (O'Regan *et al.*, 2016). So far, only a few studies on the isotopic composition of mushrooms have been carried out in Europe, especially there is a lack of research about the isotopic composition of edible mushrooms. The existing data show that $\delta^{15}\text{N}$ values range from -1.1 ‰ to 12.5 ‰, but $\delta^{13}\text{C}$ values range from -28.6 ‰ to -21.1 ‰ (O'Regan *et al.*, 2016). For the six edible mushroom species (*Boletus edulis*, *Hydnum repandum*, *Agaricus arvensis* and truffles) it has been detected that $\delta^{15}\text{N}$ value is greater than 8 ‰. So far, no information about $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray fruiting bodies has been published in scientific literature. Average $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray fruiting bodies sampled in the research object in 2014 and 2015 are summarized in Table 3.9.

Table 3.9.

Average $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray fruiting bodies

Type of fertilizer	2014		2015	
	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$, ‰	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$, ‰
Control	-25.89 ± 0.05	8.9 ± 0.2	-26.64 ± 0.04	8.6 ± 0.1
Digestate	-26.30 ± 0.06	9.9 ± 0.3	-26.7 ± 0.1	10.4 ± 0.1
Wastewater sludge	-25.5 ± 0.2	9.7 ± 0.2	-27.01 ± 0.08	9.0 ± 0.4
Wood ash	-25.88 ± 0.05	8.7 ± 0.5	-27.37 ± 0.05	8.7 ± 0.1

$\delta^{13}\text{C}$ values in *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray fruiting bodies sampled in the research object varied in a narrow range from -27.37 ± 0.05 ‰ to -25.5 ± 0.2 ‰. In all plots, lower $\delta^{13}\text{C}$ values (in average by 1.0 ‰) were detected in samples of *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray fruiting bodies sampled in 2015 if compared to samples taken in 2014. $\delta^{15}\text{N}$ values in *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray fruiting bodies varied from 8.6 ± 0.1 ‰ to 10.4 ± 0.1 ‰. Both in 2014 and in 2015 a larger $\delta^{15}\text{N}$ values in *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray fruiting bodies were detected in plots where wastewater sludge and digestate fertilizers have been initially applied if compared to control plots. This finding points to the impact of the organic fertilizers (wastewater sludge and digestate) on the isotopic composition of *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray even 4–5 years after the application of fertilizers. Within the study detected $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray fruiting bodies correspond to the range of published $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in edible mushrooms detected by O'Regan *et al.* (2016).

Chemical composition of hybrid aspen tree rings. With the development of analytical methods, it is possible to perform multielement dendroanalysis with very high spatial resolution and low detection limit, which allows to evaluate the composition and cycling of elements and their isotopes in trees, as well as differences in the content of elements and their isotopes in different tree rings. Measurements of relative amount of isotopes determined using LA-ICP-MS method were used to characterise chemical composition of tree rings of hybrid aspen stems. Figure 3.10. shows results of mapping of relative amount of ^{39}K , ^{44}Ca , ^{26}Mg , ^{31}P , ^{55}Mn and ^{56}Fe in tree rings of hybrid aspen stem. In general, there was a relatively large variation in the average relative amount of mentioned elements in tree rings. Also, there was a large variation in the relative amount of elements within one annual tree ring.

Comparing tree ring average ^{39}K relative amount in hybrid aspens grown in the plots where different fertilizers had been initially applied, the highest ^{39}K relative amount was detected in trees grown in plots where wood ash or digestate fertilizers had been initially applied. It should be noted that also the highest amount of K was applied with wood ash and digestate if compared to fertilization with wastewater sludge (Table 2.1.). Comparing tree ring average ^{44}Ca and ^{26}Mg relative amount in hybrid aspens direct impact of fertilization was not detected, but significant differences between sample trees were found. In all tree rings the highest ^{44}Ca and ^{26}Mg relative amount was found in sample tree A12 grown in the plot where wood ash fertilizer has been initially applied. Comparing tree ring average ^{31}P relative amount in different sample trees, impact of wastewater sludge and wood ash fertilizers was detected — a higher ^{31}P relative amount in tree rings was detected in plots where additional P was applied

by fertilization if compared to the control plots. In several sample trees, for instance, in sample tree A1¹ (control plot) a trend for the ³¹P relative amount to decrease in direction from the pith to the bark according to logarithmic regression was detected (Fig. 3.11.). In addition, in control plots moderately tight and strong positive correlations between the average annual PO₄³⁻-P content in soil solution and average ³¹P relative amount in respective tree rings of hybrid aspen stem were found; Pearson correlation coefficients *r* ranged from 0.60 to 0.90. In contrast, in other sample trees, for instance, in sample tree A11² opposite tendency was detected, and it can be explained with the impact of fertilization (in this case with wastewater sludge). It is confirmed by a strong correlation found between the average annual PO₄³⁻-P content in soil solution and average ³¹P relative amount in respective tree rings of hybrid aspen stem in the relevant plot (Pearson correlation coefficient *r* was 0.86).

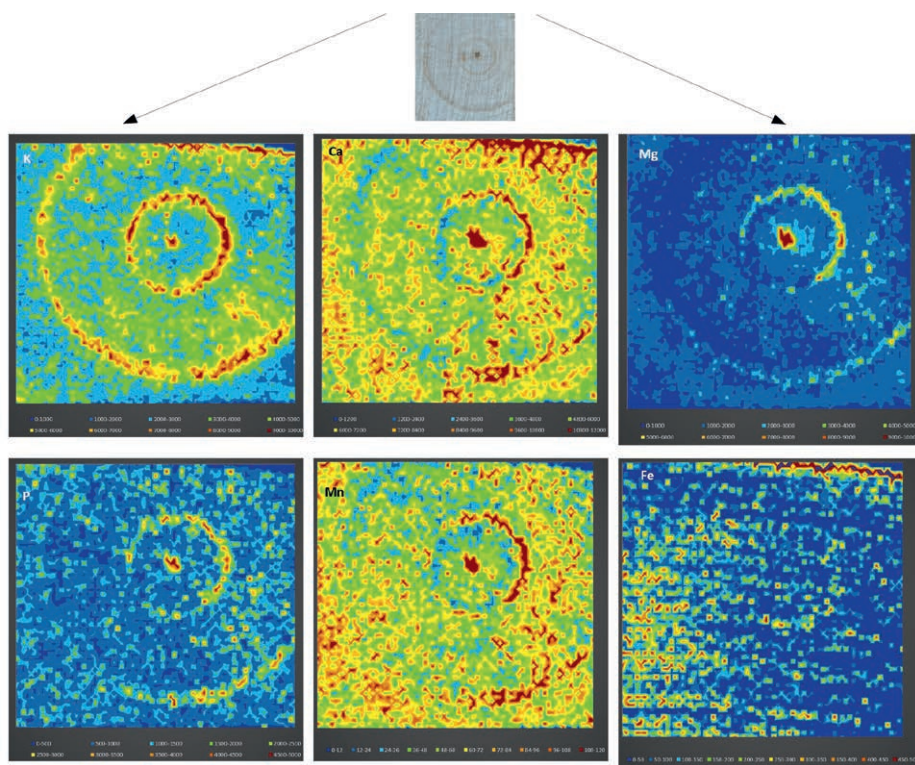


Fig. 3.10. ³⁹K, ⁴⁴Ca, ²⁶Mg, ³¹P, ⁵⁵Mn and ⁵⁶Fe relative amount in the first three tree rings of hybrid aspen sample tree A4³

¹ The sample tree A1 was grown in the control plot.

² The sample tree A11 was grown in the plot where wastewater sludge fertilizer had been initially applied.

³ The sample tree A4 was grown in the plot where wood ash fertilizer had been initially applied.

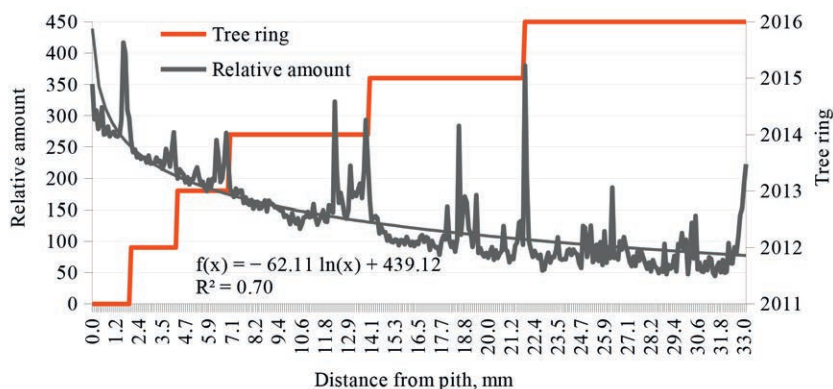


Fig. 3.11. ^{31}P relative amount in tree rings of hybrid aspen sample tree A1⁴

Also differences in the relative amount of ^{39}K , ^{44}Ca , ^{26}Mg and ^{31}P between early wood and late wood within the same annual tree ring were detected — the highest values of relative amount of ^{39}K , ^{44}Ca , ^{26}Mg and ^{31}P were detected in the late wood. Comparing the relative amount of ^{39}K , ^{44}Ca , ^{26}Mg and ^{31}P in hybrid aspen stem pith, tree rings and inner bark, significantly higher relative amount of mentioned elements was detected in stem pith, vascular cambium and inner bark (for instance Fig. 3.12.).

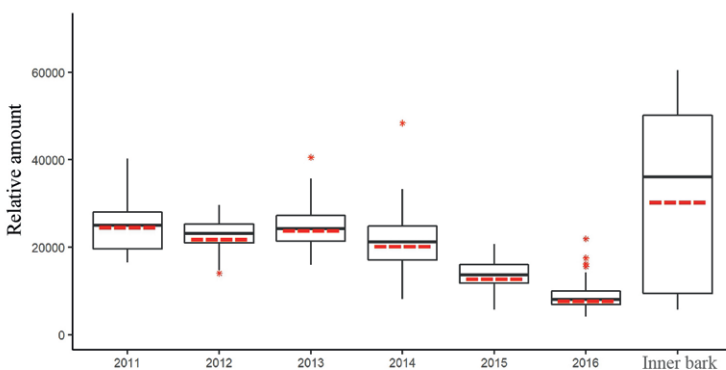


Fig. 3.12. ^{44}Ca relative amount in tree rings (2011–2016) and inner bark of hybrid aspen sample tree A2^{5,6}

⁴ The sample tree A1 was grown in the control plot.

⁵ The sample tree A2 was grown in the plot where wastewater sludge fertilizer had been initially applied.

⁶ In the boxplots, the median is shown by the black line; the red dashed line corresponds to the average value of the data set; the lower and upper edges of the rectangle are respectively 1st and 3rd quartiles; whiskers are the minimum and maximum values not exceeding 1.5 times the distance between the 1st and 3rd quartiles; red stars are maximum values exceeding 1.5 times the distance between 1st and 3rd quartiles.

Results of LA-ICP-MS measurements of ^{39}K relative amount in stem wood plane (sample tree A9⁷) on two mutually perpendicular straight-line trajectories starting from pith to bark are shown in Figure 3.13. In sample tree A9, in tree ring formed in 2011 a moderate correlation between two perpendicular measurements on ^{39}K relative amount was detected, correlation coefficient $r = 0.62$. In the next tree rings (2012–2016) a weak correlation ($r < 0.50$) was detected. One of the reasons could be the heterogeneity of the tree ring width and distance from the pith or radius in tree stems.

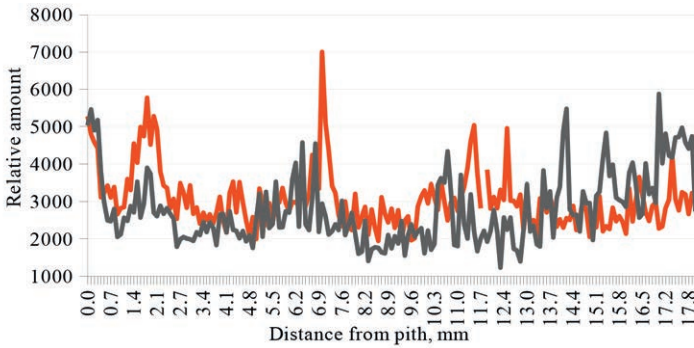


Fig. 3.13. Two straight perpendicular trajectories of ^{39}K relative amount in tree rings of hybrid aspen sample tree A9⁷

Relative amount of heavy metals (^{53}Cr , ^{111}Cd and ^{208}Pb) in tree rings of hybrid aspen sample tree A4⁸ is shown in Figure 3.14.

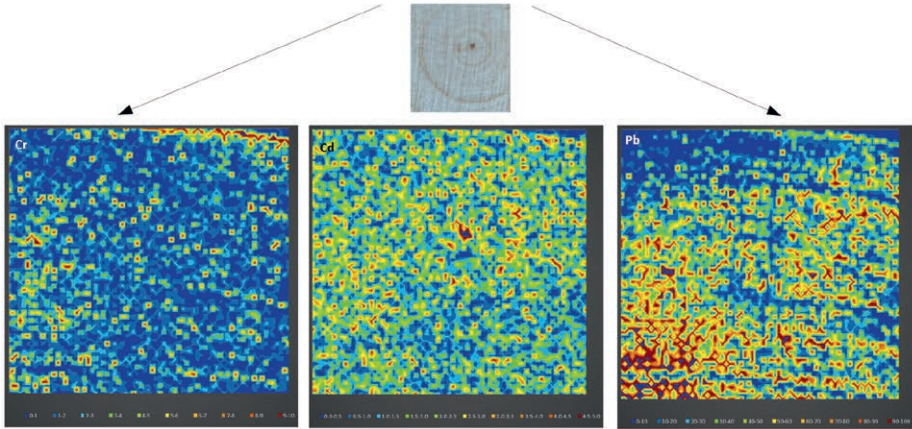


Fig. 3.14. Relative amount of heavy metal isotopes (^{53}Cr , ^{111}Cd and ^{208}Pb) in the first three tree rings of hybrid aspen sample tree A4⁸

⁷ The sample tree A9 was grown in the control plot.

⁸ The sample tree A4 was grown in the plot where wood ash fertilizer had been initially applied.

Significant differences in relative amount of ^{53}Cr , ^{60}Ni , ^{63}Cu , ^{66}Zn , ^{111}Cd and ^{208}Pb between early wood and late wood were not detected. Comparing relative amount of ^{53}Cr , ^{63}Cu , ^{66}Zn and ^{208}Pb in wood of hybrid aspen grown in control plots and plots where different fertilizers has been initially applied, significantly ($p < 0.05$) higher average relative amount of ^{53}Cr , ^{63}Cu , ^{66}Zn and ^{208}Pb in wood was detected in all treated plots. On average, the highest relative amount of ^{53}Cr , ^{60}Ni , ^{63}Cu , ^{66}Zn , ^{208}Pb and ^{111}Cd was detected in sample trees grown in sample plots where wood ash fertilizer has been initially applied, but the lowest — in sample trees grown in control plots.

The characterization of heavy metal transporters in *Populus* spp. is very scarce. Within the study Pearson's correlation coefficients that characterize the linear relationship between the relative amount of heavy metal isotopes and other macro- and microelement isotopes in tree rings of hybrid aspens were evaluated. A strong positive correlation ($r > 0.5$) between annual tree ring average ^{44}Ca and ^{111}Cd relative amount and between ^{44}Ca and ^{208}Pb relative amount was detected. In several hybrid aspen sample trees a strong positive correlation between annual tree ring average ^{39}K and ^{111}Cd relative amount and between ^{26}Mg and ^{111}Cd relative amount was detected. In all sample trees grown in the plots where wood ash fertilizer has been initially applied a strong positive correlation between annual tree ring average ^{44}Ca and ^{111}Cd relative amount (on average, r was 0.87) and between ^{26}Mg and ^{111}Cd relative amount (on average, r was 0.83; Fig. 3.15.) was detected. Moreover, in all sample trees grown in control plots a moderately positive correlation (on average, r was 0.77) between annual tree ring average ^{208}Pb and ^{44}Ca relative amount was detected.

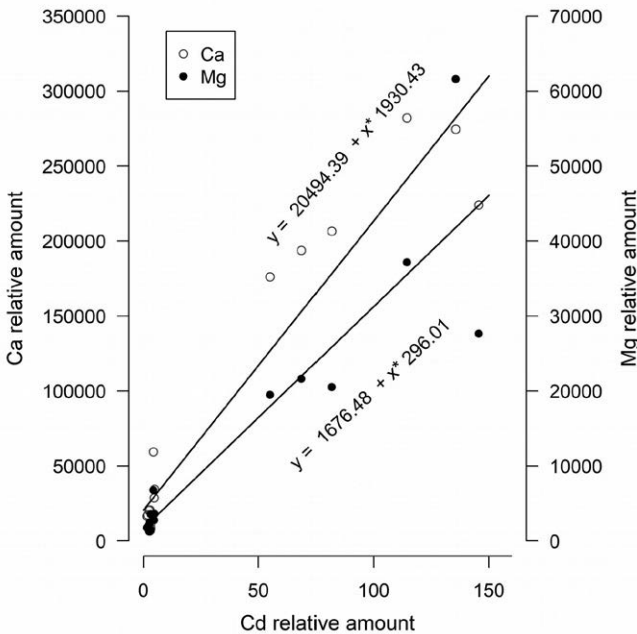


Fig. 3.15. The relationship between the annual tree ring average ^{111}Cd and ^{44}Ca and ^{26}Mg relative amount in hybrid aspen in plots where wood ash fertilizer had been initially applied

Correlations between relative amounts of heavy metals and macroelements in tree rings determined within this study can be explained by specific transport mechanisms of different clusters of elements in hybrid aspen. For example, P-type adenosine triphosphates (ATPases) are used to translocate a diverse set of ions, including H^+ , Na^+/K^+ , H^+/K^+ , and Ca^{2+} , plus heavy metals and possibly lipids (Kuhlbrandt 2004). The P_{1B} -type ATPases, known as heavy metal ATPases (HMAs), are involved in the transport of a range of essential as well as potentially toxic metals across cell membranes. Functional studies on the HMAs have shown these transporters to be divided into two subgroups based on their metal-substrate specificity: a Cu/Ag group and a Zn/Co/Cd/Pb group (Tangahu *et al.* 2011). Consequently, similar correlations between relative amount of Cd and macroelements in tree rings as well as between relative amount of Pb and macroelements found in the study are explained by the fact that both Cd and Pb belong to the same subgroup of metal-substrate specificity of HMAs and thus transport and accumulation processes in stem tissues of hybrid aspen for Cd and Pb are similar.

MAIN CONCLUSIONS

1. Additional C and N were not accumulated in the soil during the first five years after the establishment of hybrid aspen plantation in agricultural land; on the contrary, significant decrease of C and N stock in the deeper soil layers (40–60 cm depth) was observed due to decomposition of organic matter.
2. In general, no soil contamination with heavy metals has been observed in the research object both in control plots and plots where fertilizers had been initially applied, but the content of several heavy metals (e.g., Zn, Ni and As) in the soil indicates that there is a risk to ensure sustainable soil quality.
3. One of the most important ecosystem services provided by juvenile hybrid aspen plantations in agricultural land is the reduction of nutrient (NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P, K) leaching from soil. During the first five-year period after establishment of the hybrid aspen plantation, NO_3^- -N leaching decreased by up to 99.6%, PO_4^{3-} -P leaching decreased by up to 97.1%, but K leaching decreased by up to 76.5%.
4. Initial application of fertilizers significantly affect not only biomass of hybrid aspen foliage litter and total amount of nutrients returned to nutrient cycling but also fractionation of light stable isotopes in hybrid aspens as evidenced by significant differences in the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in hybrid aspen leaves between control plots and plots where fertilizers have been initially applied.
5. *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray is a bioindicator of environmental quality. Differences in the $\delta^{15}\text{N}$ values in *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray fruiting bodies between control plots and plots where fertilizers (wastewater sludge and digestate) have been initially applied highlighted the impact of N containing fertilizers on bioavailable N sources and flows in the ecosystem even 5 years after the application of fertilizers in the research object.
6. LA-ICP-MS measurements of micro and macroelements in hybrid aspen tree rings allow to evaluate the differences in relative amount of elements not only between sample trees but also within one annual tree ring. Significant differences were found between the relative amount of macroelements in earlywood and latewood in annual tree rings — the relative amounts of macroelements (K, Ca, Mg, P and Mn) in latewood were generally higher.
7. Even if soil and soil solution slightly alkaline pH values indicated a limited mobility of the heavy metals in the research object, the results of the average relative amount of heavy metals (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) in hybrid aspen tree rings highlighted the significant impact of the fertilizer initially used (especially wood ash) — a significantly higher relative amount of heavy metals was observed in the stem wood of the sample trees grown in the plots where the fertilizers have been initially applied.
8. Environmental samples where micro- and macroelement content was assessed to evaluate the environmental change, can be ranked according to their sensitivity or response as follows: biomaterial of plants and mushrooms > soil water > soil.

REFERENCES

- Alfaro M.A., Jarvis S.C. & Gregory P.J. 2004. Factors affecting potassium leaching in different soils. *Soil Use and Management*, 20, 182–189.
- Allen S., Jose S., Nair P.K.R., *et al.* 2004. Safety net role of tree roots: experimental evidence from an alley cropping system. *Forest Ecology and Management*, 192, 395–407.
- Anderson S.H., Udawatta R.P., Seobi T., *et al.* 2008. Soil water content and infiltration in agroforestry buffer strips. *Agroforestry Systems*, 75(1), 5–16.
- Bardule A., Lazdina D., Makovskis K., Bardulis A. 2019. Opportunities for agroforestry in Latvia. *Mechanization in agriculture & Conserving of the resources*, 2019, 209–2012.
- Bardule A., Lupikis A., Butlers A., *et al.* 2017. Organic carbon stock in different types of mineral soils in cropland and grassland in Latvia. *Zemdirbyste-Agriculture*, 104(1), 3–8.
- Bardule A., Rancane S., Gutmane I. *et al.* 2013. The effect of fertiliser type on hybrid aspen increment and seed yield of perennial grass cultivated in the agroforestry system. *Agronomy Research*, 11(1), 13–24.
- Bégin C., Gingras M., Savard M.M., *et al.* 2015. Assessing tree-ring carbon and oxygen stable isotopes for climate reconstruction in the Canadian northeastern boreal forest. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 423, 91–101.
- Berthrong S.T., Jobbágy E.G. & Jackson R.B. 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications*, 19(8), 2228–2241.
- Broschat T.K. 1995. Nitrate, phosphate, and potassium leaching from container-grown plants fertilized by several methods. *HortScience*, 30(1), 74–77.
- Burkhard B., de Groot R., Costanza R., *et al.* 2012. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21, 1–6.
- Carter J. & Barwick V. 2011. *Good practice guide for isotope ratio mass spectrometry*. FIRMS, 48 p.
- Costanza R., de Groot R., Sutton P., *et al.* 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158.
- Daugaviete M., Bambe B., Lazdiņš A., *et al.* 2017. *Plantāciju mežu augšanas gaita, produktivitāte un ietekme uz vidi*. Salaspils, LVMI Silava, DU AA Saule, 470 lpp.
- Elferts D. 2013. *Praktiskā biometrija. Piemēri darbā ar programmu R*. Rīga, 101 lpp.
- Ericsson T. 1994. Nutrient cycling in energy forest plantations. *Biomass and Bioenergy*, 6(1), 115–121.
- Frausto da Silva J.J.R. & Williams R.J.P. 2001. *The biological chemistry of the elements. The inorganic chemistry of life*. Clarendon Press, Oxford, 561 p.
- Ghent University. 2017. *Laser Ablation ICP-mass spectrometry (LA-ICP-MS)*. http://www.analchem.ugent.be/ams_onderzoek_solid/ [skatīts 10.04.2017.]
- Grinfelde I. & Lauva D. 2012. Autocalibration feasibility and urbanization dimension integration in regional model METQ. *Conference Proceedings. HydroPredict2012, Predictions for Hydrology, Ecology and Water Resources Management: Water Resources and Changing Global Environment*, 24–27.
- Jansons V., Lagzdins A., Berzina L., *et al.* 2011. Temporal and spatial variation of nutrient leaching from agricultural land in Latvia: Long term trends in retention and nutrient loss in a drainage and small catchment scale. *Scientific Journal of Riga Technical University*, 7, 54–65.

- Jose S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76(1), 1–10.
- Kalcsits L.A., Min X. & Guy R.D. 2015. Interspecific variation in leaf–root differences in $\delta^{15}\text{N}$ among three tree species grown with either nitrate or ammonium. *Trees*, 29(4), 1069–1078.
- Kārklīņš A. & Rancāne S. 2012a. *Augsnes apraksts, Reģ. Nr. AI0103*. Skrīveri, Latvija: LLU Augsnes un augu zinātņu institūts.
- Kārklīņš A. & Rancāne S. 2012b. *Augsnes apraksts, Reģ. Nr. AI0104*. Skrīveri, Latvija: LLU Augsnes un augu zinātņu institūts.
- Kolahchi Z. & Jalali M. 2007. Effect of water quality on the leaching of potassium from sandy soil. *Journal of Arid Environments*, 68(4), 624–639.
- Kuhlbrandt W. 2004. Biology, structure and mechanism of P-type ATPases. *Nature Reviews Molecular Cell Biology*, 5(4), 282–295.
- Lagzdīņš A., Jansons V. & Abramenko K. 2008. Ūdeņu kvalitātes standarta noteikšana pēc biogēno elementu koncentrācijas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām. *LLU Raksti*, 21(315), 96–105.
- Lee K.H., Isenhardt T.M. & Schultz R.C. 2003. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(1), 1–8.
- Liao C., Luo Y., Fang C., et al. 2012. The effects of plantation practice on soil properties based on the comparison between natural and planted forests: a meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 21(3), 318–327.
- Lutter R., Tullus A., Kanal A., et al. 2016a. The impact of former land-use type to above- and below-ground C and N pools in short-rotation hybrid aspen (*Populus tremula* L. × *P. tremuloides* Michx.) plantations in hemiboreal conditions. *Forest Ecology and Management*, 378, 79–90.
- Lutter R., Tullus A., Kanal A., et al. 2016b. The impact of short-rotation hybrid aspen (*Populus tremula* L. × *P. tremuloides* Michx.) plantations on nutritional status of former arable soils. *Forest Ecology and Management*, 362, 184–193.
- Meiresonne L., Schrijver A.D. & De Vos B. 2006. Nutrient cycling in a poplar plantation (*Populus trichocarpa* × *Populus deltoides*, Beupre) on former arable land in northern Belgium. *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 141–155.
- Monroe P.H.M., Gama-Rodrigues E.F., Gama-Rodrigues A.C., et al. 2016. Soil carbon stocks and origin under different cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, 99–108.
- Muccio Z. & Jackson G.P. 2009. Isotope ratio mass spectrometry. *Analyst*, 134, 213–222.
- Nair V.D. & Graetz D.A. 2004. Agroforestry as an approach to minimizing nutrient loss from heavily fertilized soils: the Florida experience. *Agroforestry Systems*, 61, 269–279.
- Nikodemus O., Kļaviņš M., Krišjāne Z., et al. (zin. red.). 2018. *Latvija. Zeme, daba, tauta, valsts*. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 752 lpp.
- Nikodemus O., Melecis V., Kārklīņš A., et al. 2008. *Augsnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība*. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 256 lpp.
- O'Regan H.J., Lamb A.L. & Wilkinson D.M. 2016. The missing mushrooms: Searching for fungi in ancient human dietary analysis. *Journal of Archaeological Science*, 75, 139–143.
- Pengerud A., Stålnacke P., Bechmann M., et al. 2015. Temporal trends in phosphorus concentrations and losses from agricultural catchments in the Nordic and Baltic countries. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 65(2), 173–185.
- Rieuwerts J.S., Thornton I., Farago M.E., et al. 1998. Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 10:2, 61–75.
- Smidt S., Jandl R., Bauer H., et al. 2012. Trace metals and radionuclides in Austrian forest ecosystems. In: *The Biosphere*. Ishwaran N. (Ed). InTech, 302 p.

- Stålnacke P., Aakerøy P.A., Blicher-Mathiesen G., *et al.* 2014. Temporal trends in nitrogen concentrations and losses from agricultural catchments in the Nordic and Baltic countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198, 94–103.
- Tangahu B.V., Abdullah S.R.S., Basri H., *et al.* 2011. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 939161, 31.
- TEEB. 2010. *The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.*
- Tērauda E. 2008. *Ķīmisko vielu plūsmas Latvijas priežu mežu ekosistēmās.* Promocijas darbs. Latvijas Universitāte, Rīga, Latvija, 124 lpp.
- Tully K.L., Lawrence D. & Scanlon T.M. 2012. More trees less loss: Nitrogen leaching losses decrease with increasing biomass in coffee agroforests. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 161, 137–144.
- Tumwebaze S.B. & Byakagaba P. 2016. Soil organic carbon stocks under coffee agroforestry systems and coffee monoculture in Uganda. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 188–193.
- Udawatta R.P. & Jose S. 2011. Carbon sequestration potential of agroforestry practices in temperate North America. In: *Carbon sequestration potential of agroforestry systems*, Kumar B.M. & Nair P.K.R. (Eds), Springer Netherlands, 17–42.
- Udawatta R.P., Krstansky J.J., Henderson G.S. & Garrett H.E. 2002. Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss: a paired watershed comparison. *Journal of Environmental Quality*, 31(4), 1214–1225.
- Viksna A. 2011. Modernās analīzes metodes. Analītiskās ķīmijas metožu apraksts un induktīvi saistītās plazmas spektrometrija. Latvijas Universitāte, Rīga, 64 lpp.
- Wang W.J., Qiu L., Zu Y.G., Su D.X., An J., Wang H.Y., Zheng G.Y., Sun W. & Chen X.Q. 2011. Changes in soil organic carbon, nitrogen, pH and bulk density with the development of larch (*Larix gmelinii*) plantations in China. *Global Change Biology*, 17(8), 2657–2676.

ACKNOWLEDGEMENTS

I express my especially great and sincere gratitude to my supervisors prof. *Dr. chem.* Arturs Viksna and senior researcher *Dr. silv.* Dagnija Lazdiņa for priceless support, consultations, advice and encouragement during preparation of the thesis.

I am grateful to Latvian State Forest Research Institute's "Silava" senior researchers *Dr. silv.* Andis Lazdiņš and *Dr. silv.* Zane Lībiete for introduction in the truly interesting and exciting nature processes in forest ecosystems, for help and support in the development of scientific research, for motivation, inspiration and opportunities to supplement existing knowledge. Many thanks to my colleagues from the Forest regeneration and establishment scientific group and Forest Environment Laboratory for gaining first experience in science, for the implementation of joint projects, as well as on providing practical and theoretical support during the development of the doctoral thesis.

During the development of thesis, *Mg. chem.* Lauma Buša provided assistance for analysis of stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotope ratio, *Dr. chem.* Vita Rudoviča provided assistance for water sample analysis using ICP-MS and *Mg. sc. ing.* Inga Grīnfelde provided help with calculation of the upper groundwater runoff at the research object.

The most sincere thanks to my family and especially to my husband Andis, son Ralfs, parents, grandparents and sister Anda for inexhaustible support, understanding and patience throughout these years.