



LATVIJAS LAUKSAIMNIECĪBAS UNIVERSITĀTE
LAUKU INŽENIERU FAKULTĀTE

LATVIA UNIVERSITY OF AGRICULTURE
FACULTY OF RURAL ENGINEERING



Mg.sc.ing. **AINIS LAGZDIŅŠ**

**Slāpekļa un fosfora savienojumu noplūdes analīze
lauksaimniecībā izmantotajās platībās**

**Analysis of nitrogen and phosphorus leaching in the
agricultural areas**

Promocijas darba
KOPSAVILKUMS
inženierzinātņu (Dr.sc.ing.) doktora zinātniskā grāda iegūšanai
Vides zinātnes nozarē Vides inženierzinātnes apakšnozarē

SUMMARY
of the Thesis for Doctoral Degree in in Engineering Sciences (Dr.sc.ing.),
Environmental Science branch, Environmental Engineering subbranch

paraksts / signature

Jelgava, 2012

INFORMĀCIJA

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Lauksaimniecības universitātes, Lauku inženieru fakultātes Vides un ūdenssaimniecības katedrā laika posmā no 2006. līdz 2012. gadam.

Promocijas darba izstrāde līdzfinansēta no Eiropas Savienības Sociālā fonda līdzekļiem.



Promocijas darba zinātniskais vadītājs: Dr.sc.ing. **Viesturs Jansons**, Latvijas Lauksaimniecības universitātes profesors.

Oficiālie recenzenti:

Dr.geogr. Elga Apsīte, Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Ģeogrāfijas nodaļas Dabas ģeogrāfijas katedras docente

Dr.geogr. Ilga Kokorīte, Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Vides zinātnes nodaļas Vides kvalitātes monitoringa laboratorijas vadītāja

Dr. (HP) Antanas Sigitas Šileika, Aleksandras Stulginskis University, Water Research Institute direktors

Promocijas padomes sastāvs:

Prof. *Dr.sc.ing.* Ritvars Sudārs, padomes priekšsēdētājs

Prof. *Dr.habil.sc.ing.* Dagnija Blumberga, padomes priekšsēdētāja vietnieks

Prof. *Dr.habil.sc.ing.* Ivars Veidenbergs

Doc. *Dr.geogr.* Elga Apsīte

Prof. *Dr.habil.biol.* Imants Liepa

Prof. *Dr.sc.ing.* Viesturs Jansons

Promocijas darba aizstāvēšana notiks LLU Vides zinātnes nozares, Vides inženierzinātnes apakšnozares promocijas padomes atklātā sēdē 2012. gada 27. jūlijā plkst. 12:00, Jelgavā, Akadēmijas ielā 19, Lauku inženieru fakultātes 117. auditorijā.

Ar promocijas darbu un kopsavilkumu var iepazīties LLU Fundamentālajā bibliotēkā, Jelgavā, Lielā iela 2 un tiešsaistē <http://llufb.llu.lv/>

Atsauksmes sūtīt Promocijas padomes sekretārei, LLU Lauku inženieru fakultātes asistentei Mg.sc.ing. Lindai Grinbergai (Akadēmijas iela 19, LV-3001, Jelgava, Latvija, e-pasts: linda.grinberga@llu.lv)

INFORMATION

The research was carried out at the Department of Environmental Engineering and Water Management, Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture from 2006 up to 2012.

Doctoral thesis has been worked out by financial support of European Social Fund.



Scientific supervisor: Dr.sc.ing. **Viesturs Jansons**, Professor of Latvia University of Agriculture.

Official reviewers:

Dr.geogr. Elga Apsīte, University of Latvia, Faculty of Geography and Earth Sciences, assistant professor of Department of Geography

Dr.geogr. Ilga Kokorīte, University of Latvia, Faculty of Geography and Earth Sciences, researcher of Laboratory of Environmental Quality Monitoring

Dr. (HP) Antanas Sigitas Šileika, Aleksandras Stulginskis University, director of Water Research Institute

Promotion Board:

Prof. *Dr.sc.ing.* Ritvars Sudārs, chairman

Prof. *Dr.habil.sc.ing.* Dagnija Blumberga, vice-chairman

Prof. *Dr.habil.sc.ing.* Ivars Veidenbergs

Doc. *Dr.geogr.* Elga Apsīte

Prof. *Dr.habil.biol.* Imants Liepa

Prof. *Dr.sc.ing.* Viesturs Jansons

The thesis will be defended at a public session of the Promotion Board (Environmental Science branch, Environmental Engineering subbranch) to be held at the Faculty of Rural Engineering on July 27th, 2012, at 12:00. Venue – 19 Akademijas Street, Jelgava, lecture room 117.

The thesis and the summary of thesis is available at the Fundamental Library of Latvia University of Agriculture, 2 Liela Street, Jelgava and online <http://llufb.llu.lv/>

References should be addressed to the secretary of the Promotion Board, assistant of the Faculty of Rural Engineering of the Latvia University of Agriculture Mg.sc.ing. Linda Grinberga (19 Akademijas Street, LV-3001, Jelgava, Latvia, e-mail: linda.grinberga@llu.lv)

SATURS / CONTENTS

INFORMĀCIJA	2
INFORMATION	2
IEVADS	6
PROMOCIJAS DARBA REZULTĀTU APROBĀCIJA.....	8
1. PĒTĪJUMA TEORĒTISKĀS NOSTĀDNES.....	12
1.1. Lauksaimniecības zemju nosusināšanas nepieciešamība Latvijā. .	12
1.2. Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa raksturojums.....	13
2. MATERIĀLI UN METODIKA	14
3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA	18
3.1. Datu kopu statistiskā sadalījuma raksturojums	19
3.2. Meteoroloģiskie apstākļi pētāmajās teritorijās	19
3.3. Noteces kvantitatīvā analīze.....	22
3.4. Ūdeņu kvalitātes analīze savstarpēji pakārtotos izpētes līmeņos .	24
3.4.1. Drenētu izmēģinājumu lauciņu līmenis	25
3.4.2. Drenu lauka līmenis	27
3.4.3. Mazā sateces baseina līmenis	28
3.4.4. Bērzes upes līmenis.....	30
3.4.5. Slāpekļa un fosfora savienojumu aiztures procesi.....	32
3.5. Biogēno elementu noplūde.....	34
3.6. Ūdeņu kvalitātes standartu noteikšana pēc slāpekļa un fosfora savienojumiem lauksaimniecības ietekmētajās teritorijās	36
SECINĀJUMI	40
INTRODUCTION	42
APPROBATION OF THE RESULTS	44
1. THEORETICAL OUTLINE OF THE RESEARCH	48
1.1. The necessity of agricultural land drainage in Latvia.....	48
1.2. Description of agricultural runoff monitoring in Latvia.....	49
2. MATERIALS AND METHODS.....	50
3. RESULTS AND DISCUSSION.....	54
3.1. Description of the statistical distribution of the data sets.....	55
3.2. The meteorological conditions in the study sites	56

3.3. The quantitative analysis of the runoff.....	59
3.4. Water quality analysis at different monitoring scales	61
3.4.1. The experimental drainage plot scale.....	61
3.4.2. The drainage field scale.....	63
3.4.3. The small catchment scale.....	65
3.4.4. The Bērze River scale	66
3.4.5. The nutrient retention processes.....	68
3.5. The nutrient loads.....	70
3.6. Determination of water quality standards for nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural area	73
CONCLUSIONS	76
IZMANTOTĀ LITERATŪRA/ BIBLIOGRAPHY	78

IEVADS

Ūdeņu kvalitāti iespējams novērtēt pēc ķīmiskajām, fizikālajām un bioloģiskajām īpašībām. Biogēno elementu (galvenokārt, slāpekļa un fosfora organiskie savienojumi un neorganiskie joni) saturs ūdeņos ir viens no ķīmiskā sastāva raksturojošiem kritērijiem, kura nozīmību nosaka dzīvības procesu nodrošināšana ūdenskrātuvēs un ūdenstecēs (Heathwaite, 1993; Heathwaite, 1997; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004). Paaugstinātas biogēno elementu koncentrācijas ūdenī var izraisīt eitrofikāciju, kas izpaužas kā palielināta bioloģisko procesu intensitāte, rezultātā tiek veicināta aļģu un citu ūdensaugu, tai skaitā makrofītu, attīstība, tādējādi pasliktinās ūdeņu kvalitāte un izmantošanas iespējas (SEPA, 1994; Smith et al., 1999; USGS, 1999; USEPA, 2000; Merrington et al., 2002; DeBarry, 2004; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Oquist et al., 2007; HELCOM, 2009). Eitrofikācijas procesu ietekmē samazinās ūdeņu estētiskā vērtība un rekreācijas iespējas gan iekšējos ūdeņos, gan Baltijas jūrā, paaugstinātas primārās produkcijas sekas var izjaukt normālu ūdeņu ekosistēmu funkcionēšanu, piemēram, pārmērīga organiskās vielas veidošanās, palielināts skābekļa patēriņš ir cēlonis skābekļa trūcumam ūdeņos, kas negatīvi ietekmē bentisko organismu un vērtīgo zivju dzīvesvides kvalitāti un vairošanās procesus (Stålnacke, 1996; HELCOM, 2005, HELCOM, 2006).

Latvija ir ratificējusi virkni starptautiskas nozīmes dokumentu par vides kvalitātes saglabāšanu un uzlabošanu, t.sk., 1994. gadā Konvenciju par Baltijas jūras reģiona jūras vides aizsardzību, kas zināma arī kā Helsinku konvencija (Helsinki Convention, 2008). Lai sekmētu Baltijas jūras ekoloģisko atveseļošanu un ekoloģiskā līdzsvara saglabāšanu, cilvēku veselības, dzīvo resursu un jūras ekosistēmu aizsardzību, Baltijas jūra valstis un Eiropas Ekonomiskā Kopiena, konvencijas principu un saistību ietvaros, ir apņēmusās ar atbilstošiem likumdošanas un administratīviem līdzekļiem samazināt un novērst Baltijas jūras vides piesārņošanu (Helsinki Convention, 2008). Upju slodžu sadalījumu pētījumu rezultāti liecina, ka ar noteci no lauksaimnieciskās darbības ietekmētajām teritorijām Baltijas jūrā nonāk 79% no slāpekļa un 78% no fosfora ūdeņu transportētās izkliedētā piesārņojuma slodzes (HELCOM, 2011).

Līdz ar iestāšanos Eiropas Savienībā (ES) Latvijai kļuvušas saistošas ES ūdeņu aizsardzības likumdošanas aktu prasības. Šādas prasības ES dalībvalstīm nosaka vairākas direktīvas, piesārņojuma ar biogēnajiem elementiem kontekstā kā tematiski atbilstošākās pieminamas ES Nitrātu direktīva (91/676/EEC, 1991) un ES Ūdeņu struktūrdirektīva (2000/60/EC, 2000), Jūras stratēģijas pamatdirektīva (2008/56/EC, 2008). No direktīvām izrietošās tiesību normas iekļautas Latvijas likumos, attiecīgi likumā Par

piesārņojumu (Par piesārņojumu, 2001) un Ūdens apsaimniekošanas likumā (Ūdens apsaimniekošanas likums, 2002), un atbilstošajos Ministru kabineta noteikumos.

Latvijas Lauksaimniecības universitātes Vides un ūdenssaimniecības katedra kopš 1994. gada veic lauksaimniecības noteču monitoringu. Monitoringa mērķis ir noteikt un izvērtēt lauksaimnieciskās darbības ietekmi uz ūdeņu kvalitāti, pastiprinātu uzmanību pievēršot biogēno elementu iznesēm savstarpēji saistītos pētniecības līmeņos (VMP, 2010). Lauksaimniecības noteču monitoringa sistēma ietver trīs īpaši izbūvētas monitoringa stacijas (Bērze, Mellupīte, Vienziemīte) ar mērbūvēm un aparātūru, kas izvietotas dažādos Latvijas agroklimatiskajos reģionos, un Bērzes upes sateces baseina virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva monitoringu. Lauksaimniecības noteču monitoringa dati nepieciešami, lai sekmīgi izpildītu LR starptautiskās saistības, proti, aprēķinātu piesārņojuma slodzes uz Baltijas jūru, ņemot vērā Helsinku konvencijas prasības, reizi 4 gados atskaitītos attiecīgajām ES institūcijām par Nitrātu direktīvas izpildi.

Darba mērķis ir noskaidrot lauksaimniecībā izmantojamo platību noteces kvalitāti pēc slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām un noplūdēm, izpētīt lauksaimnieciskās darbības radītā izkliedētā piesārņojuma cēloņsakarības un dot zinātniski pamatotus ieteikumus lauksaimniecības noteču kvalitātes klasifikācijas izveidei.

Pētnieciskie uzdevumi:

- analizēt lauksaimniecības noteču monitoringa ilgtermiņa datus par slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām un noplūdēm, kā arī datus par agrohidroloģiskajiem un meteoroloģiskajiem apstākļiem pētāmajās teritorijās;
- izpētīt ilgtermiņa un sezonālās slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūdes izmaiņas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām dažādos izpētes līmeņos;
- noteikt un analizēt ūdeņu piesārņojuma ar slāpekļa un fosfora savienojumiem veidošanās cēloņus dažādos Latvijas agroklimatiskajos rajonos un lauksaimniecības intensitātes apstākļos;
- apbēt lauksaimniecības noteču kvalitātes vērtēšanas metodiku, sagatavot ieteikumus par kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrāciju robežlielumiem ūdeņu kvalitātes klasifikācijai lauksaimniecībā izmantotajās zemēs.

Darba zinātniskā novitāte:

- sistemātiskā veidā apkopoti un analizēti lauksaimniecības noteču monitoringa izpildes laikā (1995. – 2010. g.) iegūtie dati par ūdeņu kvalitāti, kvantitāti un meteoroloģiskajiem apstākļiem pētāmajās teritorijās (I, II, III, IV un V publikācija);
- noteikta meteoroloģisko apstākļu ietekme uz virszemes un drenu ūdeņu noteces hidroloģisko un hidroķīmisko režīmu (I, III publikācija);
- izpētīta slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu ilgtermiņa un sezonālā mainība savstarpēji pakārtotos pētniecības līmeņos (I, II, III, IV, V publikācija);
- noskaidrota dažādu augu seku un mēslojuma režīmu ietekme uz drenu ūdeņu kvalitāti (V publikācija);
- balstoties uz ilggadīgo novērojumu rezultātiem, aprobēta ūdeņu kvalitātes klasifikācijas metodika un skaitliskie kritēriji lauksaimniecības noteču kvalitātes raksturošanai pēc kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrācijām (I un IV publikācija).

PROMOCIJAS DARBA REZULTĀTU APROBĀCIJA

Promocijas darba rezultāti ir iekļauti četrās publicētās zinātniskajās publikācijās un vienā monogrāfijā. Esmu korespondējošais autors I, III un IV publikācijai un piedalījies II un V publikācijas sagatavošanā. Pētījuma rezultāti prezentēti 10 zinātniskās konferencēs, no kurām 6 starptautiska mēroga, un publicēti 9 zinātnisko konferenču tēžu krājumos.

Promocijas darbā iekļautās publikācijas

Lagzdins A., Jansons V., Sudars R., Abramenko K. (2012) Scale Issues for Assessment of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia. *Hydrology Research*, Vol. 43, No. 4, p. 383 - 399. (I publikācija)

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: Environmental and Climate Technologies*, Series 13, Vol. 7, p. 54 - 65. (II publikācija)

Lagzdins A., Jansons V. (2010) Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. *Scientific Journal of Riga Technical University: Environmental and Climate Technologies*, Series 13, Vol. 5, p. 65 - 71. (III publikācija)

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2008) Ūdeņu kvalitātes standarta noteikšana pēc biogēno elementu koncentrācijas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām. *Latvijas Lauksaimniecības universitātes Raksti*, Nr. 21 (316), 96. - 105. lpp. (IV publikācija)

Jansons V., Lagzdiņš A., Abramenko K., Timbare R., Vircavs V. (2007) Lauksaimniecības izraisītā nitrātu piesārņojuma riska analīze Latvijā. **No:** *Lauksaimniecības un pārtikas risku vadīšana : monogrāfija*. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. LR ZM Pārtikas un veterinārais dienests. RTU Modelēšanas un imitācijas katedra. Jelgava: Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 525. - 543. lpp. (V publikācija)

Zinātnisko konferenču tēzes

Lagzdiņš A., Jansons V. (2011) Nepārtrauktu mērījumu nozīme slāpekļa savienojumu noplūdes pētījumos. **No:** *Latvijas Universitātes 69. zinātniskā konferences Zemes un vides zinātņu sekcija: Klimats un ūdeņi*. Referātu tēzes. Rīga: Latvijas Universitāte, 144. - 146. lpp.

Lagzdins A., Jansons V. (2010) Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. **In:** *Environmental Science and Education in Latvia and Europe: From Green Projects to Green Society*. Proceedings of 4th International Conference. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 56 - 57.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. (2010) Application of SWAT Model to the Bērze Agricultural Catchment. **In:** *Hydrology: From Research To Water Management*. The XXVI Nordic Hydrological Conference. Nordic Hydrological Programme Report, No. 51. Riga: University of Latvia Press, p. 87.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2010) Drenu ūdeņu kvalitātes īstermiņa mainība. **No:** *Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference: Klimata mainība un ūdeņi*. Rakstu krājums. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 61. - 62. lpp.

Lagzdins A., Jansons V. (2009) Nitrate Monitoring Results in Agricultural Catchments. **In:** *Research for Rural Development 2009*. Annual 15th International Scientific Conference Proceedings. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 327 - 331.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2008) Drenu ūdeņu kvalitāte atkarībā no augu sekas un mēslošanas režīma. **No:** *Latvijas Universitātes 66. zinātniskā konference: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne*. Referātu tēzes. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 95. - 97. lpp.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. (2007) Assessment of Water Quality Concerning Nutrients in Agricultural Runoff. **In:** *Diffuse Phosphorus Loss: Risk Assessment, Mitigation Options and Ecological*

Effects in River Basins. Proceedings of The 5th International Phosphorus Workshop (IPW5). Aarhus: University of Aarhus, p. 313 - 315.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. (2007) Classification of the Water Quality for Nutrients in Agricultural Runoff. **In:** *Proceedings of Fifth Study Conference on Baltex*. Publication No. 38. Kuresaare: International BALTEX Secretariat Publication, p. 202 - 203.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2007) Ūdeņu kvalitātes vērtēšana lauksaimniecībā izmantotajās platībās pēc biogēno elementu koncentrācijas. **No:** *Latvijas Universitātes 65. zinātniskā konference: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne*. Referātu tēzes. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 292. - 293. lpp.

Piedalīšanās konferencēs promocijas darba rezultātu ziņošanai

Lagzdiņš A., Jansons V. Nepārtrauktu mērījumu nozīme slāpekļa savienojumu noplūdes pētījumos. *Latvijas Universitātes 69. zinātniskā konferences Zemes un vides zinātņu sekcija: Klimats un ūdeņi*. Rīga, Latvija, 2011. gada 2. februāris.

Lagzdins A., Jansons V. Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. *4th International Conference "Environmental Science and Education in Latvia and Europe: From Green Projects to Green Society"*. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, October 22, 2010. (Postera ziņojums)

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Application of SWAT Model to the Bērze Agricultural Catchment. *The XXVI Nordic Hydrological Conference „Hydrology: From research to water management"*. Rīga, Latvia, University of Latvia, August 9 - 11, 2010. (Postera ziņojums)

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. Drenu ūdeņu kvalitātes īstermiņa mainība. *Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference „Klimata mainība un ūdeņi"*. Rīga, Latvija, 2010. gada 19. februāris. (Postera ziņojums)

Lagzdins A., Jansons V. Nitrate Monitoring Results in Agricultural Catchments. *The International Scientific Conference "Research for Rural Development 2009"*. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 20 - 22, 2009.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. Drenu ūdeņu kvalitāte atkarībā no augu sekas un mēslošanas režīma. *Latvijas Universitātes 66. zinātniskās konferences „Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne" sekcija: Hidroloģiskie procesi un ūdens vides kvalitāte*. Rīga, Latvija, 2008. gada 31. janvāris.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Assessment of Water Quality Concerning Nutrients in Agricultural Runoff. *The 5th International*

Phosphorus Workshop (IPW5). Silkeborg, Denmark, September 3 - 7, 2007. (Postera ziņojums)

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Classification of the Water Quality for Nutrients in Agricultural Runoff. *5th Study Conference on BALTEX (Baltic Sea Experiment)*. Kuressaare, Saaremaa, Estonia, June 4 - 8, 2007. (Postera ziņojums)

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Classification of the Water Quality for Nutrients in Agricultural Runoff. *The International Scientific Conference "Research for Rural Development 2007"*. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 16 - 18, 2007.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. Ūdeņu kvalitātes vērtēšana lauksaimniecībā izmantotajās platībās pēc biogēno elementu koncentrācijas. *Latvijas Universitātes 65. zinātniskās konferences „Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne” sekcija: Klimata mainība un ūdeņi*. Rīga, Latvija, 2007. gada 30. janvāris.

Zinātniskie projekti un granti:

- Starptautiski finansēto projektu saraksts.
ES līdzfinansētās BONUS programmas RECOCA (Reduction of Baltic Sea Nutrient Inputs and Cost Allocation within the Baltic Sea Catchment) projekts.
- Valsts pētījumu programmu projektu saraksts.
VP-19. Klimata maiņas ietekme uz Latvijas ūdeņu vidi. DP2: Klimata mainības ietekme uz augu barības elementu apriti sateces baseinā.
- Latvija Zinātnes padomes finansēto projektu saraksts.
LZP tēma 04.1055 R44. Lauksaimniecības ietekme uz ūdens resursu kvalitāti.
LZP tēma 02.0016.7.1.V-13. Riska faktori, to izvērtēšana un riska vadība Latvijas lauksaimniecībā. Vides sadaļa.
LZP tēma 09.1597. Ūdenssaimniecības sistēmu ilgtspējīga apsaimniekošana.
- Latvijas vides aizsardzības fonda projektu saraksts.
LVAF tēma VM1. Lauksaimniecības noteču monitoring.
- Zemkopības ministrijas projektu saraksts.
ZM subsīdiju tēma S236 .Nitrātu un citu augu barības elementu monitoring lauksaimniecības zemēs.
- LLU pētniecības projektu saraksts.
LLU XP 101. Lauksaimniecības ietekme uz gruntsūdeņu kvalitāti.

1. PĒTĪJUMA TEORĒTISKĀS NOSTĀDNES

Nodaļā raksturota lauksaimniecības zemju nosusināšanas nepieciešamība Latvijā, kā arī sniegts Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa raksturojums, t.sk., monitoringa realizācijas normatīvā bāze un lauksaimniecības radītā piesārņojuma noteikšana savstarpēji pakārtotos izpētes līmeņos.

1.1. Lauksaimniecības zemju nosusināšanas nepieciešamība Latvijā

Ūdens aprites cikls ietekmē gan dabas ūdeņu ķīmiskā sastāva, gan difūzā piesārņojuma veidošanos lauksaimniecībā izmantotajās teritorijās (Mander et al., 1998; de Vos, 2001; Randall and Mulla, 2001; Wolfe, 2001; Merrington et al., 2002; Vuorenmaa et al., 2002; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Magner et al., 2004; Bakhsh et al., 2006; Oquist et al., 2007; Bechmann et al., 2008). Ūdens apriti dabā kvantitatīvi raksturo ūdens bilance (Zīverts, 2004). Meteoroloģisko un hidroloģisko apstākļu ciešo savstarpējo saistību apliecina ūdens bilances vienādojums (1.) upju baseinam (Ward and Robinson, 2000; DeBarry, 2004; Zīverts, 2004):

$$P - ET - R - \Delta V = 0 \quad (1.)$$

kur, P – nokrišņi (mm);
ET – evapotranspirācija (mm);
R – notece (mm);
 ΔV – ūdens krājumu pieaugums baseinā (mm).

Notece ir ūdeņu kvantitatīvi raksturojošs lielums, kas būtībā ir nokrišņu un evapotranspirācijas starpība (Armstrong and Burt, 1993). Ilggadīgie novērojumu dati liecina, ka Latvijā nokrišņu pārpalikums veido vidēji 250 mm noteces slāni gadā (Šķiņķis, 1986; Stālnacke et al., 2003; Zīverts, 2004).

Piejūras klimats ar izteiktu mitruma pārpalikumu nosaka lauksaimniecības zemju nosusināšanas nepieciešamību, vairākumā gadījumu intensīva zemju lauksaimnieciskā izmantošana bez nosusināšanas Latvijā nav iespējama (Šķiņķis, 1986). Augsnes nosusināšanai izmanto drenāžu (drenu tīkls) un vaļējus grāvjus (Sauka, 1987; Turtola and Paajanen, 1995; Ritter and Shirmohammadi, 2001; Ahiablame et al., 2011). Lauksaimniecības zemju nosusināšanai ir gan pozitīvie, gan negatīvie aspekti.

Intensīvas nosusināšanas ar drenāžu galvenie ieguvumi ir saistīti ar augsnes mitruma samazināšanu un gruntsūdens līmeņa pazemināšanu (Sauka, 1987; Ritter and Shirmohammadi, 2001), kā ietekmē pavasarī iespējama ātrāka augsnes mehanizēta apstrāde. Ilgāks veģetācijas periods sekmē kultūraugu augšanu, kā arī nodrošina augstākas un stabilākas ražas (Sauka, 1987; Grazhdani et al., 1996; Oquist et al., 2007). Ar drenāžu regulējot mitruma režīmu tiek uzlabotas augsnes fizikālās un ķīmiskās īpašības. Labi attīstīta augu sakņu sistēma uzirdina augsni, sakņu atliekām sadaloties, veidojas sakņu ejas, kuras sekmē mikroorganismu un augsnes faunas darbību (Sauka, 1987). Nosusināšanas rezultātā samazinās augsnes siltumietilpība un siltumvadītspēja, augsne ātrāk iesilst (Nikodemus et al., 2008). Nosusinātas augsnes dziļāk sasilst, kas veicina tās uzirdināšanu un struktūrdaļiņu veidošanos, uzlabojās augsnes ūdenscaurlaidība (Sauka, 1987). Drenāža veicina ūdens vertikālo kustību un samazina virszemes noteces un ūdens erozijas risku, tādējādi samazinot sedimentu un fosfora nonākšanu ūdenstecēs (Zucker and Brown, 1998).

Kā nozīmīgākais drenāžas negatīvais aspekts minams viegli šķīstošo nitrātjonu izskalošanās no augsnes, ko veicina ātrā vertikālā ūdens kustība (Turtola and Paajanen, 1995; Grazhdani et al., 1996; Randall and Mulla, 2001; Bakhsh et al., 2006; Tiemeyer et al., 2006; Oquist et al., 2007). Augu un augsnes mikroorganismu neuzņemtie nitrātjoni no augsnes profila nonāk gruntsūdeņos, drenu sistēmu, vaļējo grāvju un upju notecēs un piesārņo tās (Bakhsh et al., 2006; Tiemeyer et al., 2006; Nikodemus et al., 2008; Ahiablame et al., 2011).

1.2. Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa raksturojums

Lauksaimniecības noteču monitoringa izpildes nepieciešamību nosaka Vides monitoringa programma 2009. – 2012. gadam (VMP, 2010), kas izstrādāta pamatojoties uz Vides monitoringa programmas pamatnostādņem 2009. – 2012. gadam (VMPP, 2009). Lauksaimniecības noteču monitoringa datus izmanto, lai gūtu priekšstatu par lauksaimniecības radīto ūdeņu piesārņojumu, tā mainības raksturu un cēloņiem, noteiktu izraisītā piesārņojuma slodzes un ietekmes uz ūdeņu resursiem, novērtētu veikto ūdeņu aizsardzības pasākumu efektivitāti, izveidotu kompleksu sateces baseina apsaimniekošanas plānu.

Lauksaimniecības izkliedētā piesārņojuma veidošanos nosaka vairāku faktoru mijiedarbība, kā nozīmīgākie minami klimatiskie apstākļi, sateces baseina topogrāfija, ģeoloģija, veģetācijas sastāvs, augšņu īpašības, apsaimniekošanas veids un intensitāte, to ietekmē mainās ūdens objektu

hidroloģiskais režīms un ūdeņu ķīmiskais sastāvs (Magette, 2001). Tādēļ, lai novērtētu šo un citu faktoru nozīmību, dažādās pasaules valstīs pilnvērtīgi lauksaimniecības noteču kvalitātes pētījumi noris vairākos savstarpēji pakārtotos līmeņos, kur līmeņu izvēle ir atkarīga no pētījuma problemātikas un mēroga (Armstrong and Burt, 1993; Johnes and Burt, 1993; Rekolainen et al., 1997; Magette, 2001; Nash et al., 2002; Kyllmar, 2004; Deelstra et al., 2005; Bechmann et al., 2007). Starptautiskajā praksē lauksaimniecības noteču monitoringu realizē šādos līmeņos:

1. augsnes profils (lizimetrs);
2. drenēts izmēģinājumu lauciņš;
3. drenu lauks;
4. mazais sateces baseins;
5. upe.

Drenētu izmēģinājumu lauciņu līmenī tiek noteikti augu barības elementu izskalošanās procesi augsnē, atkarībā no mēslojuma veida un devas, iestrādes laika, augu sekas un augsnes apstrādes (Lauksaimniecības noteču (noplūdes)..., 2003).

Drenu lauka līmenī tiek noteikta augu barības vielu noplūde, kuru ietekmē dažādu lauksaimniecības kultūru kopums, daudzpusīga mēslojuma pielietošana un augsnes apstrādes veidi un laiks.

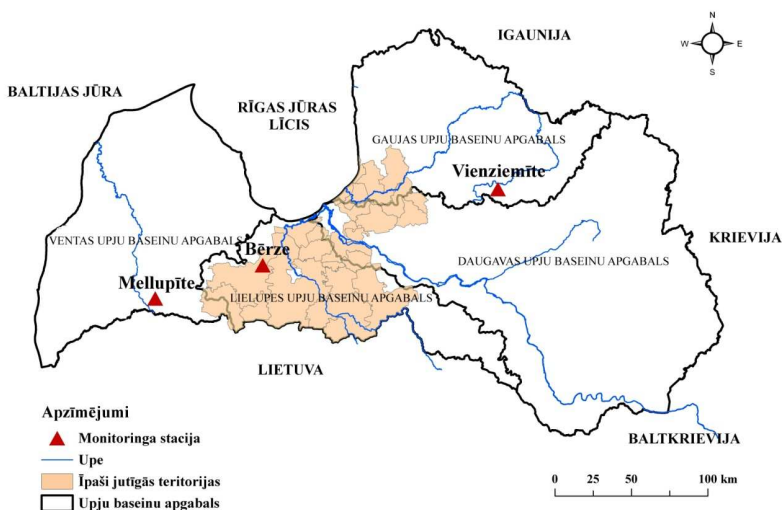
Mazā sateces baseina līmenī nosaka kopējo lauksaimniecības ietekmi uz biogēno elementu noplūdēm heterogēnā sateces baseinā ar dažādiem saimniekošanas un zemes lietojuma veidiem, ar atšķirīgu reljefu un augsnēm (Lauksaimniecības noteču (noplūdes)..., 2003; VMP, 2010).

Upes līmenis ietver pētījumus maza ($< 100 \text{ km}^2$) un vidēja sateces baseina ($100 - 1000 \text{ km}^2$) upēs. Mazo upju līmenī (Ālaves upe) nosaka konkrēta zemes lietojuma veida ietekmi uz ūdeņu kvalitāti, savukārt, vidēju upju līmenī (Bēzres upe) iespējams noteikt ūdeņu kvalitāti upes iztekā, kā arī upes daļbaseinos, kuros ir sastopami dažādi zemes lietojuma veidi, topogrāfiskie apstākļi, punktveida piesārņojuma avoti, kā arī novērtējama ūdenskrātuvju ietekme uz biogēno elementu aiztures procesiem.

2. MATERIĀLI UN METODIKA

Nodaļā sniegts Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa staciju un pētāmo teritoriju apraksts, definēti ūdeņu paraugu ievākšanas principi un ķīmiskā sastāva testēšanas metodes, kā arī apskatītas pētījuma gaitā izmantotās matemātiskās statistikas metodes un to pielietošanas interpretācija.

Veicot pētījumus par ūdeņu kvalitāti raksturojošo slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu izmaiņām, kā arī par hidroloģiskajiem un meteoroloģiskajiem apstākļiem, tika izmantoti Latvijas Lauksaimniecības universitātes Vides un ūdenssaimniecības katedras veiktā lauksaimniecības noteču monitoringa dati un valsts SIA „Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra” (LVĢMC) meteoroloģisko novērojumu dati, kas iegūti laika posmā no 1995. līdz 2010. gadam. Izklaidētā piesārņojuma monitoringa stacijas „Mellupīte” (Saldus novads), „Bērze” (Dobeles novads) un „Vienziemīte” (Jaunpiebalgas novads) atrodas attiecīgi Ventas, Lielupes un Gaujas upju baseinu apgabalos. Monitoringa staciju atrašanās vietas norādītas 2.1. attēlā.



Avots: Valsts SIA „Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” un VŪS ģeotelpiskie dati

2.1. att. Lauksaimniecības noteču monitoringa staciju izvietojums un īpaši jutīgās teritorijas Latvijā.

Bērzes monitoringa stacijas sateces baseins raksturo intensīvus, Mellupītes – vidēji intensīvus, bet Vienziemītes – ekstsensīvus lauksaimnieciskās ražošanas apstākļus Latvijā. Monitoringa staciju, pētniecības līmeņu un mērījumu raksturojums dots 2.1. tabulā.

Lauksaimniecības noteču monitoringa staciju raksturojums

Monitoringa stacija	Izpētes līmenis	Platība, ha	Lauksaimniecības zemju īpatsvars, %	Augsnes raksturojums pēc granulometriskā sastāva	Caurplūduma mērījumu aprīkojums	Ūdens paraugu ņemšanas metode	Monitoringa periods
Mellupīte	Mazais sateces baseins	960	69	Smilšmāls	Krampa pārgāzne, datu logeris	Proporcionāli caurplūdamam	1995. – 2010. g.
	Drenu lauks (sistēma)	12	100		Trijstūra pārgāzne, datu logeris	Proporcionāli caurplūdamam	1995. – 2010. g.
	Drenēti izmēģinājumu lauciņi	0.12 x 16	100		Svārstīgi kausiņi	Proporcionāli caurplūdamam	1996. – 2010. g.
Bērze	Bērzes upe	87205	58	Māls, smilšmāls, mālsmilts, smilts*	LVĢMC hidroloģiskā monitoringa stacija	Nejaušs paraugs	2005. – 2010. g.
	Ālaves upe	9368	84	Smilšmāls, māls*	Mērījumi netiek veikti	Nejaušs paraugs	2005. – 2010. g.
	Mazais sateces baseins	368	98	Putekļu māls	Modificēta Krampa tipa pārgāzne ar V-veida profilu, datu logeris	Proporcionāli caurplūdamam	1995. – 2010. g.
	Drenu lauks (sistēma)	77	100		Trijstūra pārgāzne, datu logeris	Proporcionāli caurplūdamam	1995. – 2010. g.
Vienziemīte	Mazais sateces baseins	592	78	Mālsmilts	Praktiskā profila pārgāzne, datu logeris	Nejaušs paraugs	1995. – 2010. g.
	Drenu lauks (sistēma)	67	100		Trijstūra pārgāzne, datu logeris	Nejaušs paraugs	1995. – 2010. g.

* Saskaņā ar Latvijas augšņu rajonu aprakstu (Nikodemus et al., 2008).

Bērzes monitoringa objektā ūdeņu kvalitāte tiek analizēta drenu lauka – mazā sateces baseina – upes līmeņos, Mellupītē izmēģinājuma lauciņu – drenu lauka – mazā sateces baseina līmeņos, Vienziemītē drenu lauka – mazā sateces baseina līmeņos. Mellupītes izmēģinājuma laucīņos tiek izmantoti pieci mēslošanas režīmi – nemēslots lauks (MA), normāla (MB) un dubulta (MC) minerālmēslojuma deva, kūtsmēsli (MD) un šķīdirmēslojums (ME).

Ūdeņu paraugu ievākšana noris atbilstoši tehniskajām iespējām visos monitoringa līmeņos noteikta režīma ietvaros (2.1. tabula). Ūdeņu paraugu ķīmiskā sastāva analizēšana nepieciešama, lai noteiktu slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijas ūdenī un raksturotu šo savienojumu noplūdes un procesus ūdeņu ekosistēmās.

Augu barības elementu (N_{kop} , P_{kop}) noplūde mērījumu periodam tiek aprēķināta summējot diennakts vidējo caurplūdumu reizinājumu ar attiecīgā augu barības elementa vidējo diennakts koncentrāciju ūdenī (2. vienādojums).

$$L = 0.01 \sum C_i * Q_i \quad (2.)$$

kur, L – augu barības elementu noplūde (kg ha^{-1});

C_i – augu barības elementa vidējā diennakts koncentrācija (mg l^{-1});

Q_i – vidējais diennakts noteces slānis (mm).

Elementa vidējo dienas koncentrāciju (C_i) iegūst atbilstošam laika periodam interpolējot atsevišķo mēnešu ūdens paraugu koncentrācijas, ja ūdens paraugi tiek ņemti epizodiski reizi mēnesī, vai attiecinot koncentrācijas vērtību uz visu aprēķina periodu, ja ūdens paraugus ņem nepārtrauktā režīmā (Lauksaimniecības noteču..., 2003).

Uzkrājoties kvantitatīviem mērījumu datiem par ūdeņu kvalitāti ietekmējošajiem faktoriem (nokrišņu daudzums, noteces apjoms, gaisa temperatūra), kā arī ķīmiskā sastāva analīžu rezultātiem, rodas nepieciešamība pēc datu statistiskās analīzes un interpretācijas. Šajā darbā izmantotās statistiskās metodes nosaka datu rindu īpašības.

Zemāk minēto uzdevumu izpildei izmantota datu statistiskās apstrādes un analīzes pakete SPSS 15.0 for Windows – „The Statistical Package for Social Science”, kā arī datorprogramma Time Trends 3.1, kas izstrādāta Jaunzēlandes Ūdens un atmosfēras pētījumu nacionālajā institūtā (National Institute of Water and Atmospheric Research). Pētījuma izstrādes gaitā analizēti dati par nokrišņu daudzumu (mm) un gaisa temperatūru ($^{\circ}\text{C}$), noteces slāņiem (mm), biogēno elementu koncentrācijām (N_{kop} mg l^{-1} un P_{kop} mg l^{-1}) pētāmajās teritorijās.

Aprakstošā statistika. Aprakstošā statistika izmanto informāciju par visiem kādas datu kopas elementiem, lai aprēķinātu izlases raksturlielumus – vidējie lielumi (aritmētiskais vidējais, mediāna), izkļedes rādītāji (variācijas koeficients), sadalījuma rādītāji (asimetrija, ekscess), kvartiles (25%, 50% un 75%).

Kolmogorova – Smirnova tests (*One-Sample Kolmogorov-Smirnov Test*). Metodi izmanto, lai pārbaudītu eksperimentālajā pētījumā iegūto datu jeb empīriskā sadalījuma atbilstību normālajam sadalījumam (Van Herpe and Troch, 2000; Helsel and Hirsch, 2002; Stenger et al., 2002; Taylor et al., 2005; Varol and Şen, 2009; Zhao et al., 2009; Fu et al., 2010). Iegūtie rezultāti nosaka parametrisko vai neparametrisko metožu pielietojumu turpmākajā datu apstrādē.

Manna-Vitneja U tests (*Mann-Whitney U Test*). Tests ir alternatīvā metode t-testam divu nesaistītu paraugkopu vidējo vērtību salīdzināšanai, ja tās neatbilst normālajam sadalījumam (Paura and Arhipova, 2002). Šajā pētījumā tests ar būtiskuma līmeni $\alpha=0.05$ pielietots, lai salīdzinātu N_{kop} un P_{kop} koncentrācijas dažādos pētniecības līmeņos.

Spīrmena rangū korelācija (*Spearman's Rank Correlation*). Spīrmena rangū korelācijas procedūru izmanto, lai analizētu korelāciju starp datu kopu rādītājiem, kas neatbilst normālajam sadalījumam (Warner, 2000; Stenger et al., 2002; Borin et al., 2005; Donohue et al., 2005; Duchemin and Hogue, 2009; Varol and Şen, 2009; Moreno-Mateos et al., 2010; Delpla et al., 2011). Spīrmena rangū korelācijas analīze tika izmantota, lai pētītu nokrišņu ietekmi uz noteces veidošanos, jo hidroloģiskais cikls ir cieši saistīts ar izkļiedētā piesārņojuma rašanās iemesliem, kā arī, lai noskaidrotu noteces un biogēno elementu koncentrāciju savstarpējo korelāciju.

Manna–Kendala tests (*Mann-Kendall Test*). Manna-Kendala tests un tā modifikācijas dod iespēju novērtēt datu rindu, kas neatbilst normālajam sadalījumam, ilgtermiņa mainības raksturu (Gilbert, 1987; Migliaccio et al., 2011). Pētījumā Manna-Kendala tests ar statistiskā būtiskuma līmeni $\alpha=0.05$ tika izmantots, lai analizētu lauksaimniecības noteču monitoringa realizācijas laikā konstatēto biogēno elementu koncentrāciju izmaiņas laikā.

3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

Nodaļā aprakstīti promocijas darba rezultāti par analizēto meteoroloģisko, hidroloģisko un slāpekļa un fosfora savienojumu datu kopu statistisko sadalījumu, meteoroloģiskiem un hidroloģiskajiem apstākļiem pētāmajās teritorijās, kā arī raksturota ūdeņu kvalitāte savstarpēji pakārtotos izpētes līmeņos, t.sk., slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un

noplūžu mainība atkarībā no monitoringa staciju un izpētes līmeņu specifikas. Nodaļā doti ieteikumi ūdeņu kvalitātes standartu noteikšanai pēc slāpekļa un fosfora savienojumiem lauksaimniecībā izmantojamās teritorijās.

3.1. Datu kopu statistiskā sadalījuma raksturojums

Kolmogorova – Smirnova tests tiek plaši izmantots, lai noteiktu eksperimentālajā pētījumā posmā iegūto datu (empīriskais sadalījums) atbilstību normālajam sadalījumam (Van Herpe and Troch, 2000; Stenger et al., 2002; Helsel and Hirsch, 2002). Empīriskā sadalījuma novirze no normālā sadalījuma tiek uzskatīta par būtisku, ja p -vērtība ir mazāka par $\alpha=0.05$. Iegūtie rezultāti nosaka to, kuras būs pareizākās statistiskās datu apstrādes metodes turpmākajā lauksaimniecības noteču monitoringa rezultātu analīzē – parametriskās vai neparametriskās.

Nulles hipotēzi pēc Kolmogorova – Smirnova testa rezultātiem nevar noraidīt Bērzes un Mellupītes sateces baseinu N_{kop} datu kopām, Mellupītes drenu lauka un MB izmēģinājuma lauciņa N_{kop} datiem, kā arī izmēģinājuma lauciņu MA, MC, MD N_{kop} un P_{kop} datu kopām, visos gadījumos $p > 0.05$. Pārējās biogēno elementu datu kopas neatbilst normālajam sadalījumam, jo $p < 0.05$.

Nokrišņu, gaisa temperatūru un mazā sateces baseina un drenu sistēmu pētniecības līmeņos novēroto noteču datu paraugkopu analītiskā pārbaude atbilstībai normālajam sadalījumam ar Kolmogorova – Smirnova testu sniedz sekojošu rezultātu – visas paraugkopas neatbilst normālajam sadalījumam. Pēc Kolmogorova – Smirnova testa rezultātiem nulles hipotēzi var noraidīt, jo visos gadījumos $p < 0.05$.

Tā kā pētījumā turpinājumā tiek salīdzinātas un analizētas gan normālajam sadalījumam atbilstošas, gan neatbilstošas datu kopas, tad izmantojamas neparametriskās datu apstrādes metodes. Neparametriskie testi, tādi kā Manna-Kendala, Manna-Vitneja U un Spīrmena rangu korelācija, var tikt izmantoti gadījumos, kad parametrisko testu pieņēmumi ir pārkāpti. Šie testi nepieprasa mainīgo atbilstību normālajam sadalījumam vai viendabīgu datu izkliedi (Morgan et al., 2004).

3.2. Meteoroloģiskie apstākļi pētāmajās teritorijās

Monitoringa staciju ģeogrāfiskais novietojums Latvijas teritorijā nosaka meteoroloģisko un hidroloģisko apstākļu īpatnības, kuras ietekmē

saņemtā Saules starojuma daudzums, atmosfēras cirkulācija, Baltijas jūras un Rīgas jūras līča tuvums, kā arī reljefs (Kļaviņš et al., 2008). Pētāmā perioda (1995. – 2010. g.) un ilgtermiņa (1948./1950. – 2010. g.) atmosfēras nokrišņu un gaisa temperatūru dati iegūti LVĢMC novērojumu stacijās Dobelē, Saldū un Zosēnos, raksturo meteoroloģiskos apstākļus attiecīgi Bērzes, Mellupītes un Vienziemītes sateces baseinos. Mēnešu vidējie, kā arī gada vidējie gaisa temperatūras un nokrišņu dati, kas raksturo noteiktu laika periodu, apkopoti 3.1. tabulā. Analizētie dati parāda meteoroloģisko apstākļu fonu monitorētajās teritorijās, kas ietekmē hidroloģisko un ūdeņu kvalitatīvo rādītāju rezultātus.

Atmosfēras nokrišņi. Pētāmajā laika periodā vidēji gadā visvairāk nokrišņu izkrituši Vienziemītē (729 mm), mazāks nokrišņu daudzums konstatēts Mellupītē (668 mm) un Bērzē (594 mm). Salīdzinot gada atmosfēras nokrišņu daudzumu pētāmajā laika periodā ar ilggadīgi novērotajiem, iespējams secināt, ka lauksaimniecības noteču monitoringa realizācijas laikā ir bijuši gan vidēji mitri, gan izteikti sausi, gan izteikti mitri gadi. Tādējādi analizētā nokrišņu datu rinda ir reprezentatīva, jo sniedz ieskatu dažādos mitruma apstākļos pētāmajās teritorijās.

Nokrišņu daudzums un to sezonālā mainība nozīmīgi ietekmē noteces veidošanos. Visos pētījuma objektos ir izteikta nokrišņu izkrišanas sezonālitate. Bērzes monitoringa stacijā lielākais nokrišņu daudzums vidēji mēnesī izkrīt jūnijā, jūlijā un oktobrī (225 mm jeb 38% no vidējās nokrišņu summas gadā), Mellupītē atbilstoši jūlijā, augustā un oktobrī (258 mm jeb 39%), turpretim Vienziemītē – jūnijā, jūlijā un oktobrī (254 mm jeb 35%). Jūlijs ir vienīgais mēnesis, kad nokrišņu daudzums visās monitoringa stacijās ir līdzīgs (Bērze – 84 mm, Mellupīte – 81 mm, Vienziemīte – 81 mm).

Gaisa temperatūra. Pētāmajā periodā (1995. – 2010. g.) novērotie gaisa temperatūras dati norāda, ka gada vidējā temperatūra ir augtāka Zemgales līdzenumā (Bērze 7.4 °C) nekā Vadakstes līdzenumā (Mellupīte 6.3 °C) un Vidzemes augstienē (Vienziemīte 5.6 °C).

Siltākie mēneši visās monitoringa stacijās ir bijuši pavasara un vasaras sezonās (maijs – septembris), kad vidējā gaisa temperatūra ir virs 10 °C. Aukstākie ir ziemas mēneši (decembris – februāris), kad vidējā gaisa temperatūra ir negatīva, Mellupītes un Vienziemītes gadījumā arī marta mēnesī ir novērojama negatīva temperatūra, kas liecina, ka šajos apvidos pavasaris iestājas vēlāk nekā Bērzē.

Apkopojot nokrišņu un gaisa temperatūru datu analīzes rezultātus, var secināt, ka Bērzes monitoringa stacijas tuvumā, salīdzinājumā ar pārējiem objektiem, ir vissiltākie un sausākie apstākļi, turpretim Vienziemītē – visvēsākie un mitrākie.

3.1. tabula

Mēneša vidējās atmosfēras nokrišņu un gaisa temperatūras vērtības

Parametrs	Periods	Janvāris	Februāris	Marts	Aprīlis	Maijs	Jūnijs	Jūlijs	Augusts	Septembris	Oktobris	Novembris	Decembris	Gads
Bērze														
Temperatūra, °C	1950-1994	-4.4	-4.8	-1.2	5.0	10.9	15.0	16.7	15.9	11.6	6.7	1.7	-2.0	5.9
Temperatūra, °C	1995-2010	-2.9	-2.5	0.4	6.7	12.2	16.2	19.0	18.1	13.0	8.0	2.5	-1.9	7.4
Nokrišņi, mm	1950-1994	31.7	24.7	26.7	42.7	40.1	51.6	68.5	75.6	59.6	53.3	52.1	39.8	566.5
Nokrišņi, mm	1995-2010	36.0	32.6	32.2	27.1	46.8	71.3	84.0	61.9	45.4	69.6	49.3	37.5	593.7
Mellupīte														
Temperatūra, °C	1948-1994	-4.3	-4.7	-1.2	4.7	10.8	14.5	16.3	15.5	11.3	6.7	1.7	-1.9	5.8
Temperatūra, °C	1995-2010	-3.7	-3.5	-0.7	5.8	11.2	14.9	17.7	17.0	11.7	6.4	1.6	-2.7	6.3
Nokrišņi, mm	1948-1994	42.0	29.0	34.4	40.2	41.6	60.7	76.6	74.8	69.4	66.6	62.9	54.1	652.3
Nokrišņi, mm	1995-2010	41.8	35.2	34.2	36.3	49.0	60.0	80.6	95.0	59.3	82.5	52.9	41.7	668.5
Vienziemīte														
Temperatūra, °C	1948-1994	-5.8	-6.1	-2.7	4.1	10.4	14.3	15.9	14.8	10.2	5.3	0.0	-3.8	4.7
Temperatūra, °C	1995-2010	-4.9	-4.9	-1.2	5.8	10.9	14.9	17.5	16.0	10.7	5.6	0.5	-3.9	5.6
Nokrišņi, mm	1948-1994	49.6	36.6	37.3	47.0	54.1	70.8	80.4	88.6	77.9	67.1	64.6	56.4	730.4
Nokrišņi, mm	1995-2010	50.2	47.0	39.4	38.9	61.0	85.7	81.4	71.6	51.4	86.5	60.4	55.8	729.2

Avots: LVĢMC meteoroloģisko novērojumu dati

Siltāki apstākļi pavasarī nodrošina labvēlīgāku vidi ātrākai augu attīstībai, ilgākas pozitīvās temperatūras rudenī palielina veģetācijas perioda garumu. Veģetācijas perioda garums sekmē augu barības elementu izmantošanu gan uz sauszemes (kultūraugi, ganības, meži), gan ūdens vidē (virsūdens, peldlapu, zemūdens ūdensaugi, mikroorganismi), līdz ar to samazinās tas slāpekļa un fosfora savienojumu daudzums, kas varētu izskaloties. Gaisa temperatūra ietekmē arī slāpekļa savienojumu transformācijas procesus augsnē, piemēram, nitrifikāciju (Van Miegroet and Johnson, 1993; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Havlin et al., 2005) un denitrifikāciju (Magner et al., 2004).

Klimata mainības raksturs. Pētāmā perioda (1995. – 2010. g.) un ilgtermiņa (1948./1950. – 1994. g.) meteoroloģisko novērojumu dati par nokrišņu daudzumiem un gaisa temperatūrām var sniegt ieskatu klimata mainības raksturā eksperimentālajās teritorijās, kas nākotnē varētu ietekmēt arī hidroloģisko un augu barības elementu noplūžu režīmus.

Atmosfēras nokrišņu daudzuma mainības izvērtējums, salīdzinot pētāmā perioda un ilgtermiņa datus, parāda, ka gada vidējais nokrišņu daudzums ir palielinājies Bērzes (27 mm) un Mellupītes (16 mm) monitoringa stacijās, turpretim, Vienziemītē tas ir palicis praktiski nemainīgs.

Salīdzinot pētāmā perioda un ilgtermiņa gada vidējās gaisa temperatūras, novērots temperatūras pieaugums visos monitoringa objektos. Bērzē palielinājums ir vislielākais (1.5 °C), Vienziemītē 0.9 °C, savukārt, Mellupītē noteikts viszemākais temperatūras pieaugums 0.5 °C.

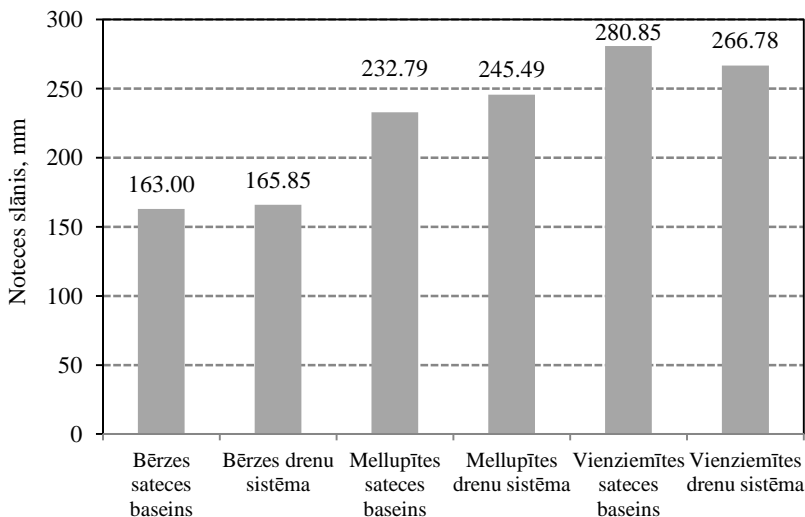
Konstatētās atmosfēras nokrišņu un gaisa temperatūru izmaiņas norāda, ka nākotnē varētu būt novērojamas sekojošas tendences:

- Gada noteces apjoms netiks nozīmīgi ietekmēts Bērzē un Mellupītē, jo veidojas balanss starp palielinātu nokrišņu izkrišanas daudzumu un pieaugošo gaisa temperatūru, Vienziemītē iespējama noteces samazināšanās, jo nav konstatēts nokrišņu daudzuma pieaugums;
- Ziemas mēnešos visos pētniecības objektos, palielinoties gaisa temperatūrai, sagaidāms izteikts notece pieaugums ziemas mazūdens periodā, kā ietekmē palielināsies augu barības elementu izskalošanās un samazināsies pavasara palu izteiktums un ūdenītums.

3.3. Noteces kvantitatīvā analīze

Salīdzinot monitoringa objektos konstatētās noteces, jāpatur prātā 3.2. nodaļā apskatītās atmosfēras nokrišņu un gaisa temperatūru sakarības. Taču noteces veidošanos procesu ietekmē ne tikai klimatiskie apstākļi, bet

arī baseina virsmas faktori, tādi kā reljefs, augšņu granulometriskais sastāvs, ģeoloģiskā uzbūve, mežainums (Šķiņķis, 1986; Zīverts, 2004). Laika periodā no 1995. līdz 2010. gadam gan sateces baseina, gan drenu līmenī Vienziemītē gada vidējais noteces slānis ir lielāks nekā Bērzē un Mellupītē (3.1. attēls).



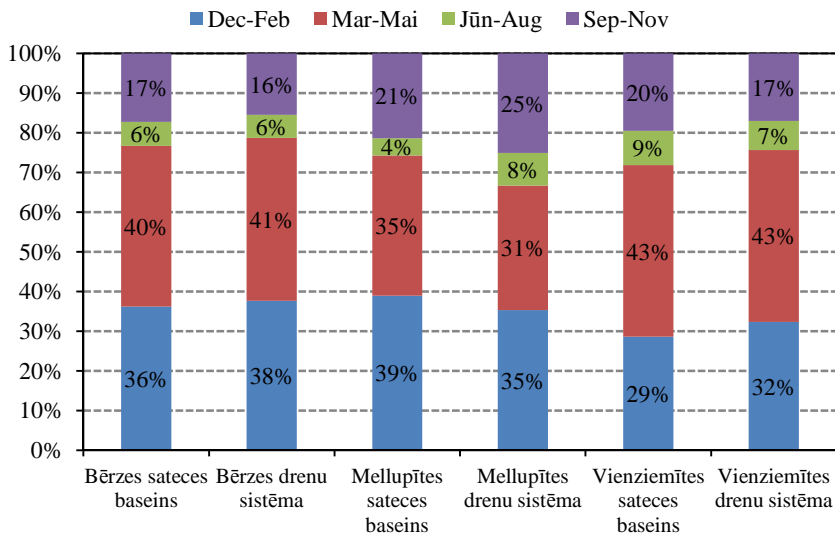
Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.1. att. Gada vidējais noteces slānis monitoringa staciju izpētes līmeņos (1995. – 2010.g.).

Gada vidējā notece Bērzes un Mellupītes drenu sistēmu izpētes līmenī ir lielāka nekā sateces baseinā, attiecīgi par 2.85 mm un 12.70 mm, turpretim Vienziemītes objektā lielāka notece konstatēta sateces baseina līmenī, starpība 14.06 mm (3.1. attēls). Vienziemītes izpētes līmeņos iegūtie noteču datu rezultāti atspoguļo likumsakarīgu noteces attiecību monitoringa līmeņos, proti, baseina līmenī notece ir lielāka nekā drenu laukā. Noteci sateces baseinā veido regulāra drenu, virszemes un gruntsūdeņu pieplūde, kamēr drenu laukā galvenokārt infiltrācijas ūdeņi. Atsevišķos gadījumos drenu noteci papildina arī virszemes notece, kas ieplūst ieplakās izvietotajās filtrakās un tālāk tiek novadīta drenu ūdeņu kolektorā, novēršot augsnes erozijas iespējamību. Šāds risinājums ir izveidots Mellupītes drenu laukā. Vienziemītes monitoringa stacijas apkārtnē ir īpaši labvēlīgi apstākļi virszemes noteces nonākšanai ūdenstecē, jo sateces baseinam raksturīgs izteikts reljefs. Bērzes sateces baseins un drenu lauks atrodas līdzenā reljefā,

tādēļ virszemes noteces pieplūde ir minimāla, līdz ar to abos izpētes līmeņos noteces slāņi praktiski neatšķiras.

Noteces veidošanās sezonālitate ietekmē biogēno elementu izskalošanos no augsnes, tādēļ ir svarīgi noteikt periodus, kuri šajā aspektā ir nozīmīgākie (3.2. attēls).



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.2. att. Noteces sezonālais sadalījums (1995. – 2010.g.).

Ziemas periodā, kad augsne ir dziļāk vai seklāk sasalusi, aiztek 29 – 39% no gada noteces apjoma. Pavasara palu periodā veidojas 31 – 43% no gada noteces. Atšķirībā no ziemas sezonas, kad noteces apjoms akumulējas ilgstoši, pavasarī notece veidojas īsā laika periodā, pēc pavasara palu maksimuma (ierasti 2 – 3 nedēļas) notece strauji samazinās. Vasaras sezonai raksturīga minimāla notece, atsevišķos gadījumos ūdens plūsma šajā periodā izsīkst. Rudens lietavu laikā rodas 16 – 25% no noteces daudzuma.

3.4. Ūdeņu kvalitātes analīze savstarpēji pakārtotos izpētes līmeņos

Lauksaimniecības noteču monitoringa ietvaros iegūto ūdeņu paraugu ķīmiskā sastāva analīžu rezultāti sniedz ieskatu biogēno elementu

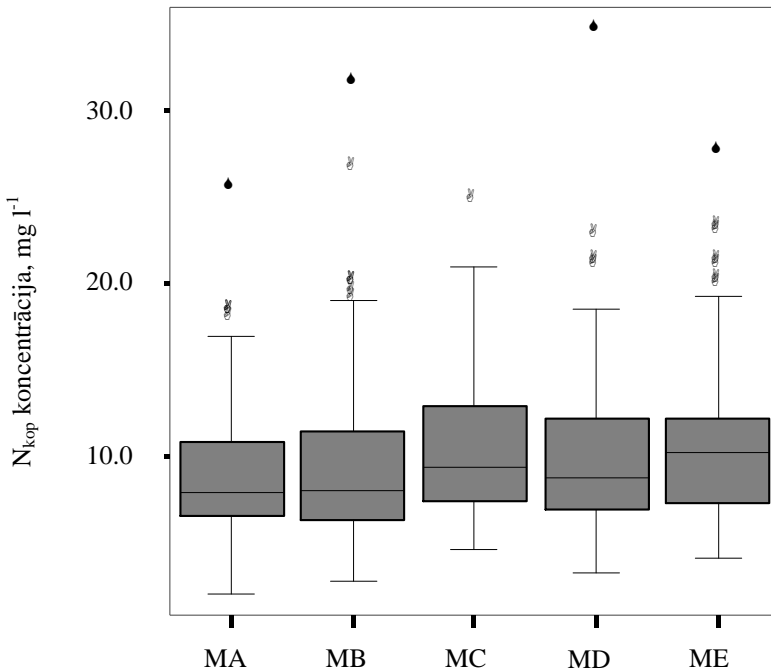
izskalošanās procesos dažādos izpētes līmeņos un lauksaimnieciskās ražošanas intensitātes apstākļos.

3.4.1. Drenētu izmēģinājumu lauciņu līmenis

Pētījums par drenu ūdeņu kvalitāti izmēģinājumu lauciņu līmenī veikts Mellupītes lauksaimniecības noteču monitoringa stacijā, kur noteikta augu barības vielu izskalošanās atkarībā no augu sekas un mēslošanas režīma.

Laika posmā no 1996. līdz 2010. g. izmēģinājuma lauciņos tiek izmantoti pieci mēslošanas režīmi – nemēsots lauks (MA), normāla (MB) un dubulta (MC) minerālmēslojuma deva, kūtsmēsli (MD) un šķidrmēslojums (ME). Iestrādātā mēslojuma daudzums ir atkarīgs no augu sekā izvēlētajā kultūrauga prasībām. Normālas mēslojuma devas lauciņos minerālmēsli izkliešana ir 8 kg N ha⁻¹ un 40 kg P₂O₅ ha⁻¹ līdz 90 kg N ha⁻¹ un 69 kg P₂O₅ ha⁻¹, attiecīgi dubulta mēslojuma lauciņos 16 – 160 kg N ha⁻¹ un 80 – 138 kg P₂O₅ ha⁻¹. Uz šķidrmēslojuma lauciņiem izkliešana ir 100 kg N ha⁻¹ un 72 kg P₂O₅ ha⁻¹, savukārt, pielietotais kūtsmēsli apjoms atbilst 124 kg N ha⁻¹ un 100 kg P₂O₅ ha⁻¹, kas ir gandrīz līdzvērtīgi dubulta minerālmēslojuma devai.

Analizējot N_{kop} koncentrāciju vērtības izmēģinājumu lauciņos (3.3. attēls) var secināt, ka MA gadījumā salīdzinājumā ar citiem mēslošanas režīmiem ir novērota zemākā minimālā, maksimālā, kā arī vidējā vērtība (9.13 mg l⁻¹), tajā pašā laikā sastopami atsevišķi ekstrēmi. Palielinoties izkliešanā minerālmēslojuma apjomam palielinās arī minimālās, maksimālās un vidējās koncentrācijas MB un MC režīmos, vidējā vērtība MB ir 9.61 mg l⁻¹, MC – 10.54 mg l⁻¹. Organiskā mēslojuma pielietošanas lauciņos spriežot pēc vidēji izkliešanā N apjoma, kūtsmēsli izmēģinājumu lauciņos vajadzētu būt augstākām koncentrācijām nekā šķidrmēslojuma, taču aprēķinātās vidējās vērtības, attiecīgi MD – 10.45 mg l⁻¹ un ME – 10.96 mg l⁻¹ to neapstiprina. Tas skaidrojams ar specifiskajā organiskajā mēslojumā dominējošo N formu jūtību pret izskalošanos. Kūtsmēslos esošā organiskā N mobilizācijā noris ilgāku laika periodu nekā šķidrmēslos, turklāt šķidrmēslojumā N pārsvarā ir amonija jonu veidā, kas vieglāk pakļaujas pārvērtībām uz citām N formām (nitrifikācija) un izskalošanai (Merrington et al., 2002; Havlin et al., 2005).



MA – nemēslojams lauks; MB – normāla minerālmēslojuma deva;
 MC – dubulta minerālmēslojuma deva; MD – kūtsmēsli; ME – šķidrmēslojums.

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.3. att. N_{kop} koncentrācijas izmēģinājuma lauciņu notecē (1996. – 2010. g.).

Kopējā fosfora koncentrācijas izmēģinājuma lauciņu ūdeņos neparāda tik izteiktu saistību ar pielietotā mēslojuma veidu un devām kā kopējā slāpekļa novērojumi. MA un MB mēslojuma režīmu lauciņos konstatētās koncentrācijas atbilst izkliedēto minerālmēsļu apjomam, proti, vidējā koncentrācija MA ir 0.067 mg l⁻¹, kas ir zemāka nekā MB – 0.096 mg l⁻¹. Skaidrojumam nepakļaujas dubultu minerālmēslojuma lauciņa koncentrācijas, kas ir ievērojami zemākas nekā normāla minerālmēslojuma devas un nemēslotajos lauciņos, vidējā P_{kop} koncentrācija ir 0.056 mg l⁻¹. Šīs neadekvātās situācijas skaidrojumam nepieciešama detalizētāka analīze, iespējams P_{kop} izskalošanos būtiski ietekmē izmēģinājuma lauciņu mikroreljefs. Savukārt, kūtsmēsļu un šķidrmēsļu pielietošanas lauciņi

apstiprina organiskā mēslojuma veidu satura īpatnības, kur kūtsmēsli satur vairāk fosfora nekā šķidrmēsli, līdz ar to izskalošanās MD ir nozīmīgāka.

3.4.2. Drenu lauka līmenis

Drenu ūdeņu kvalitātes datu izpētes rezultāti atspoguļo lauksaimniecībā izmantotā minerālā un organiskā mēslojuma apjoma ietekmi. Monitoringa stacijās novēroto slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju datu kopām raksturīgie statistiskie rādītāji apkopoti 3.2. tabulā.

3.2. tabula
Drenu lauku N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju datu kopu aprakstošā statistika (1995. – 2010.g.)

Monitoringa stacija	Bērze		Mellupīte		Vienziemīte	
	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}
Paraugu skaits	162	162	154	154	191	191
Aritmētiskais vidējais ($mg\ l^{-1}$)	11.83	0.063	7.18	0.070	1.56	0.042
Standartklūda	0.74	0.01	0.21	0.01	0.08	0.00
Variācijas koeficients (%)	80	121	36	144	69	98
Asimetrija	6.12	2.84	0.78	7.35	2.78	5.51
Ekscess	54.66	9.61	1.51	72.50	11.05	45.47
Minimums ($mg\ l^{-1}$)	0.06	0.005	1.60	0.003	0.32	0.005
Maksimums ($mg\ l^{-1}$)	102.70	0.473	16.80	1.106	7.50	0.433
Kvartiles 25 ($mg\ l^{-1}$)	7.55	0.021	5.60	0.023	0.90	0.021
50 ($mg\ l^{-1}$)	10.20	0.031	6.85	0.050	1.22	0.033
75 ($mg\ l^{-1}$)	14.20	0.074	8.51	0.091	1.90	0.051

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

Bērzes un Mellupītes monitoringa staciju teritoriju raksturojošās vidējās N_{kop} vērtības parāda vairākkārt lielāku piesārņojumu salīdzinājumā ar Vienziemīti. Vidējā vērtība Bērzē ir $11.83\ mg\ l^{-1}$, Mellupītē – $7.18\ mg\ l^{-1}$, Vienziemītē – $1.56\ mg\ l^{-1}$. Lielākā vidējā P_{kop} koncentrācija šajā monitoringa līmenī aprēķināta Mellupītes drenu sistēmas datu kopai – $0.070\ mg\ l^{-1}$, Bērzē – $0.063\ mg\ l^{-1}$, Vienziemītē – $0.042\ mg\ l^{-1}$.

Vienziemītes sateces baseinā, kur sastopama vieglāka granulometriskā sastāva augsne, pastāv cieša korelācija starp noteci un N_{kop} koncentrācijām. Ūdens ātrāk infiltrējās cauri augsnes profilam veidojot noteci, līdz ar to ūdenī šķīstošie nitrātjoni tiek viegli izskaloti.

Tādi statistiskie rādītāji, kā variācijas koeficients, asimetrija, ekscess, minimālā un maksimālā vērtība raksturo datu kopas īpašības, piemēram, variācijas koeficients norāda koncentrāciju izkliedi ap aritmētisko vidējo, asimetrijas koeficients sniedz ieskatu biogēno elementu koncentrāciju izvietojumā pret centrālo asi, respektīvi, pārsvarā sastopamas augstas vai zemas vērtības.

Tā kā monitoringa vietām raksturīga dažāda lauksaimnieciskās darbības intensitāte, tad novērojami atšķirīgi biogēno elementu izskalošanās trendi. Laika posmā no 1995. līdz 2009. gadam Bērzes un Mellupītes monitoringa staciju drenu laukos konstatēts N_{kop} koncentrāciju statistiski būtisks ($p < 0.05$) pozitīvs trends, Manna-Kendala S vērtība attiecīgi, 4452 un 2493, kamēr Vienziemītē noteikts statistiski nebūtisks ($p = 0.08$) negatīvs trends (Manna-Kendala $S = -1439$). Vienziemītes koncentrāciju trends norāda, ka vēsturiski šajā teritorijā ir bijusi intensīvāka lauksaimnieciskā darbība un esošā ražošana papildus N piesārņojumu nerada. Bērzē un Mellupītē lauksaimnieciskā ražošana turpina intensificēties.

P_{kop} koncentrācijām netiek novēroti tik izteikti trendi kā N_{kop} analīzē. Bērzē un Mellupītē novēroti statistiski nebūtiski ($p > 0.05$) trendi, savukārt, Vienziemītei raksturīgs statistiski būtisks pozitīvs trends (Manna-Kendala $S = 1493$). Pozitīvais P_{kop} koncentrāciju trends ir saistīts vairāku faktoru kombināciju. Pirmkārt, vēsturiskās lauksaimnieciskās ražošanas ietekmē augsnē ir uzkrājies P , kas turpina izskaloties arī vairākus gadus pēc organiskā mēslojuma izklīdes pārtraukšanas. Otrkārt, šobrīd esošā lauksaimniecības panīkuma apstākļos, Vienziemītē arvien vairāk aramzemes tiek izmantotas kā ganības, kur turpinās P izklīde, kas nelabvēlīgu faktoru ietekmē var tikt noskalots ar virszemes noteci kā P saistītā veidā vai infiltrēties drenu sistēmā kā P šķīstošā formā.

3.4.3. Mazā sateces baseina līmenis

Kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrāciju vidējās vērtības (3.3. tabula) izteikti ataino lauksaimniecības intensitāti sateces baseinos. Bērzē tās ir visaugstākās, aritmētiskais vidējais N_{kop} koncentrācijām – 8.57 mg l^{-1} , P_{kop} 0.169 mg l^{-1} , Mellupītē N_{kop} – 3.69 mg l^{-1} , P_{kop} 0.079 mg l^{-1} , savukārt, Vienziemītē viszemākās – N_{kop} 1.69 mg l^{-1} , P_{kop} 0.039 mg l^{-1} .

I publikācija konstatēts, ka kopumā N savienojumu koncentrāciju izmaiņām ir tendence sekot noteces režīma mainībai sateces baseinā. Augstākās N savienojumu koncentrācijas novērotas hidroloģiski aktīvākajos periodos ziemas un pavasara sezonās.

3.3. tabula

Mazo sateces baseinu N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju datu kopu aprakstošā statistika (1995. – 2010.g.)

Monitoringa stacija	Bērze		Mellupīte		Vienziemīte	
	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}
Paraugu skaits	180	180	184	184	196	196
Aritmētiskais vidējais ($mg\ l^{-1}$)	8.57	0.169	3.69	0.079	1.69	0.039
Standartklūda	0.39	0.02	0.18	0.01	0.08	0.00
Variācijas koeficients (%)	61	120	66	123	68	141
Asimetrija	0.84	5.96	1.39	3.18	2.26	9.81
Ekscess	0.79	49.95	3.54	12.87	7.52	117.97
Minimums ($mg\ l^{-1}$)	0.13	0.018	0.53	0.004	0.01	0.003
Maksimums ($mg\ l^{-1}$)	29.50	2.126	16.30	0.709	7.50	0.712
Kvartiles 25 ($mg\ l^{-1}$)	4.53	0.075	1.60	0.026	1.00	0.019
50 ($mg\ l^{-1}$)	7.70	0.116	3.35	0.045	1.40	0.029
75 ($mg\ l^{-1}$)	11.35	0.190	4.98	0.087	1.95	0.042

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

Baseinu līmenī Bērzē un Mellupītē novērota statistiski būtiska ($p < 0.05$) N_{kop} koncentrāciju palielināšanās, Manna-Kendala S vērtība Bērzē ir 2511, Mellupītē 2486. Vienziemītē koncentrācija ir palielinājusies statistiski nebūtiski. Pozitīvie trendi viennozīmīgi ir saistīti ar augsto minerālmēslojuma un organiskā mēslojuma lietošanas intensitāti. Mellupītē un Vienziemītē Manna-Kendala testa S vērtība norāda par pozitīvu, taču statistiski nebūtisku ($p > 0.05$), P_{kop} koncentrāciju trendu. Bērzē konstatēts statistiski būtisks ($p < 0.05$) P_{kop} koncentrāciju samazinājums, Manna-Kendala testa $S = -1661$. Negatīvais trends Bērzē ir skaidrojams, ar augu sekā izmantoto kultūraugu maiņu salīdzinājumā ar 90. gadu sākuma posmu, kad galvenais kultūraugs bija cukurbietes. Tradicionāli cukurbiešu teritorijās tika ir izkliedēts liels organiskā mēslojuma apjoms, kas veicināja

P koncentrāciju palielināšanos. Samazinoties cukurbiešu pieprasījumam, augu sekā par galvenajiem kultūraugiem kļuva kvieši, mieži un rapsis, kuru veģetatīvajai attīstībai nav nepieciešami palielināts P daudzums, un kuri ir prasīgāki pret N.

3.4.4. Bērzes upes līmenis

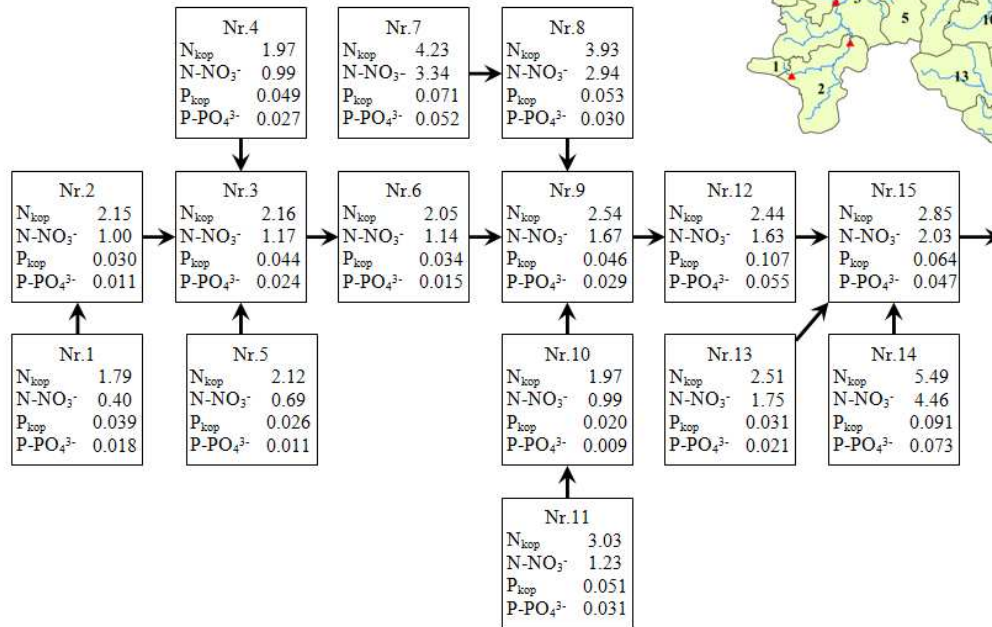
Bērzes upes izpētes līmenis ietver procesus, kas raksturīgi lauksaimniecības teritorijām mazā sateces baseina un drenu lauka izpētes līmeņos. Papildus šajā līmenī uzmanība jāpievērš arī citiem biogēno elementu noplūdes avotiem un to ietekmes uz ūdeņu kvalitāti specifikai, piemēram, mežu un purvu teritorijas, aiztures procesi ezeros un ūdenskrātuvēs, notekūdeņu attīrīšanas ietaišu emisijas upē. Bērzes upes daļbaseinu ūdeņu kvalitāti raksturojošās biogēno elementu vidējās vērtības apkopotas 3.4. attēlā.

Intensīvas lauksaimnieciskās darbības platībās piesārņojumu ar slāpekļa un fosfora savienojumiem veicina minerālā un organiskā mēslojuma pielietošana, piemēram, 14. daļbaseins, kur atsevišķos gadījumos nitrātu slāpekļa koncentrācijas pārsniedz Nitrātu Direktīvas pieļauto maksimālo vērtību – $11.3 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$. Pētījuma periodā (2005. – 2010. g.) pārsniegums konstatēts četras reizes ziemas mēnešos. Šajā daļbaseinā attiecība N-NO_3^- attiecība pret N_{kop} ir līdzīga kā mazo sateces baseinu izpētes līmenī – 81%.

Sākotnēji prognozētā nozīmīgā biogēno elementu koncentrāciju samazināšanās Annenieku HES ūdenskrātuvē (Nr.3 – Nr.6) neapstiprinājās, N_{kop} koncentrācijas samazinās vidēji par 5%, kopējā fosfora aizture ir ievērojamāka – 23%, tas skaidrojams ar ātro ūdens apmaiņas laiku ūdenskrātuvē. Galvenokārt P_{kop} aizture ir novērojama laika posmā no maija līdz oktobrim – vidēji 29%. Laika posmā no 2005. – 2010. gadam tikai 2 paraugu ņemšanas reizēs nav konstatēta P_{kop} aizture, savukārt N_{kop} koncentrāciju samazinājumam konkrēts gada periods nav raksturīgs.

Zemākā vidējā N_{kop} koncentrācija (1.79 mg l^{-1}) novērota 1. daļbaseinā, kur dominējošas ir purvu un mežu platības. Izteikti mežiem klātās teritorijas raksturo 11. daļbaseins, vidējā N_{kop} koncentrācija ir 3.03 mg l^{-1} un P_{kop} 0.051 mg l^{-1} . Mežu un purvu daļbaseinu notecēs novērojama zemākā nitrātu slāpekļa koncentrācijas procentuālā attiecība pret kopējo slāpekli, 11. daļbaseinā tā ir 41%, savukārt, 1 daļbaseinā 22%.

Dobeles pilsētas notekūdeņu attīrīšanas ietaišu emisija upes ūdenī būtiski ietekmē P_{kop} koncentrāciju, augšpus pilsētas vidējā koncentrācija ir 0.046 mg l^{-1} , lejpus attīrīšanas ietaisēm 0.107 mg l^{-1} .



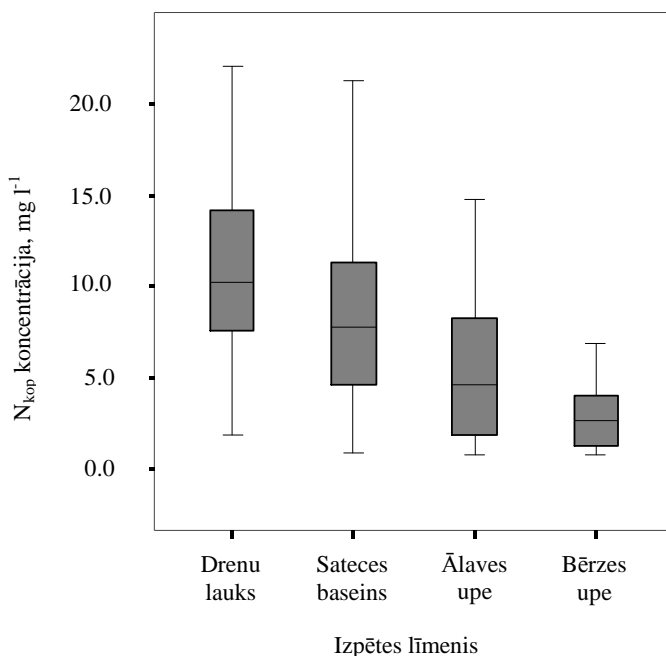
Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.4. att. Vidējās N un P savienojumu koncentrācijas ($mg\ l^{-1}$) Bērzes upes daļbaseinos (2005. – 2010.g.).

Pēc Ūdeņu struktūrdirektīvas ieviešanas ziņojumos lietotajiem robežlielumiem un lauksaimniecības noteču monitoringa veiktajiem pētījumiem (vidējā koncentrācija pētījuma periodā) Bērzes upes ūdeņu kvalitāte pirms ietekas Svētē vērtējama kā laba gan pēc N_{kop} , gan P_{kop} rādītājiem. Lai gan 8 reizes šajā ūdeņu paraugu ņemšanas vietā novērotas arī ļoti sliktai kvalitātes klasei atbilstošas N_{kop} koncentrācijas.

3.4.5. Slāpekļa un fosfora savienojumu aiztures procesi

Lai vizualizētu biogēno elementu aiztures procesus Bērzes monitoringa stacijas izpētes līmeņos, izveidots 3.5. attēls, kurā redzamas minimālās, 25% kvartiles, mediānas, 75% kvartiles un maksimālās N_{kop} koncentrāciju vērtības. Ekstremālās vērtības tika izslēgtas no analizējamās datu kopas, jo tās liecina par gadījuma rakstura biogēno elementu izskalošanos.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.5. att. N_{kop} koncentrācijas ūdenī Bērzes monitoringa stacijas izpētes līmeņos.

Bērzē drenu lauka līmenī novērotas augstākas vidējās N_{kop} koncentrācijas (11.83 mg l^{-1}) nekā mazajā sateces baseinā (8.57 mg l^{-1}), Ālaves upē (5.49 mg l^{-1}) un Bērzes upē pirms ietekas Svētē (2.85 mg l^{-1}). Turpretim P_{kop} vidējās vērtības augstākas ir mazā sateces baseina līmenī (0.169 mg l^{-1}), Ālaves upē (0.091 mg l^{-1}) un Bērzes upē (0.064 mg l^{-1}) nekā drenu laukā (0.063 mg l^{-1}).

Bērzes monitoringa objektā N_{kop} koncentrāciju salīdzinājums izpētes līmeņos parāda izteiktu aiztures un atšķaidīšanās procesu ietekmi. Palielinoties izpētes līmenim N_{kop} koncentrācijas samazinās. Ūdenstecēs N savienojumi tiek transformēti gāzveida formā denitrifikācijas reakcijās, organiskais N uzkrājas sedimentos, augi un mikroorganismi savā attīstībā patērē šķīstošās N formas, īpaši veģetācijas periodā (Heathwaite, 1993; Kļaviņš un Cimdriņš, 2004).

P_{kop} koncentrāciju izmaiņas tik racionālam skaidrojumam kā N_{kop} gadījumā nepatīkamas. Drenu laukā fosfora koncentrācijas zemas, jo, ūdeņiem gravitācijas spēku ietekmē plūstot cauri augšnes profilam, saistītā veidā ar augšnes un organiskajām daļiņām esošais P izskalojās maz vai tiek akumulēts. Sateces baseinā pašattīrīšanās procesi ir tikko sākušies, līdz ar to P_{kop} koncentrācijas salīdzinoši augstas. P savienojumu izskalošanās sateces baseinos ir atkarīga no virszemes noteces ūdeņu pieplūduma, kam pārsvarā ir gadījuma raksturs. Palielinoties izpētes līmenim P_{kop} koncentrācijas samazinās, līdzīgi kā tas novērots N_{kop} rādītāja analizē.

Mellupītes monitoringa objektā aprēķinātās N_{kop} vidējās vērtības drenu lauka līmenī (7.18 mg l^{-1}) ir augstākas nekā sateces baseinā noteiktajās (3.69 mg l^{-1}). P_{kop} vidējās vērtības baseina līmenī ir 0.079 mg l^{-1} , kamēr drenu laukā – 0.070 mg l^{-1} .

Aiztures procesu analīze iespējama arī šajā monitoringa stacijā. Dubulta minerālmēslojuma izmēģinājumu lauciņš izvēlēts aiztures procesu salīdzināšanai, jo tas raksturo tipisku minerālmēslojuma devu pielietošanu Mellupītes sateces baseina saimniecībā. Mellupītes izpētes līmeņos N_{kop} aizture ir ievērojama, salīdzinot gan minimālās, gan maksimālās, gan mediānu vērtības. Vidējā vērtība izmēģinājumu lauciņos ir 10.55 mg l^{-1} , kas ir 32% vairāk nekā drenu laukā un 65% vairāk nekā sateces baseinā konstatētās.

Analizējot P_{kop} koncentrāciju izmaiņas izpētes līmeņos, iespējams secināt, ka aiztures procesi šajā monitoringa objektā ir neizteikti. Drenu laukā novēroto koncentrāciju vērtības un to diapazons ir plašāks nekā izmēģinājuma lauciņos un sateces baseinā. Drenu laukā sastopama virszemes ūdeņu un tādējādi arī saistītā veidā esošā fosfora pieplūde, kas atšķirībā no sateces baseina līmeņa, neizgulsnējās un neakumulējās

ūdensteces sedimentos. Tādējādi virszemes ūdeņu plūsmas uztvērēji, nozīmīgi ietekmē P_{kop} koncentrāciju palielināšanos ūdeņos.

Vienziemītes N_{kop} vidējās koncentrācijas, atšķirībā no Bērzes un Mellupītes, ir augstākas sateces baseina līmenī (1.69 mg l^{-1}), kamēr drenu laukā (1.56 mg l^{-1}). N_{kop} koncentrāciju maksimālās vērtības gan sateces baseinā līmenī gan drenu laukā ir 7.50 mg l^{-1} . Tas raksturo, ka ekstsivās lauksaimniecības apstākļos maksimālās N_{kop} vērtības abos līmeņos ir vienlīdzīgas. Vidējās P_{kop} koncentrācijas, tāpat kā N_{kop} , ir zemas un savstarpēji tuvas, sateces baseinā 0.039 mg l^{-1} , drenu laukā 0.042 mg l^{-1} . Tā kā Vienziemīte ir ekstsivās lauksaimniecības piemērs, tad šo objektu raksturojošās vērtības var tik uzskatītas par piesārņojuma dabisko jeb fona līmeni.

3.5. Biogēno elementu noplūde

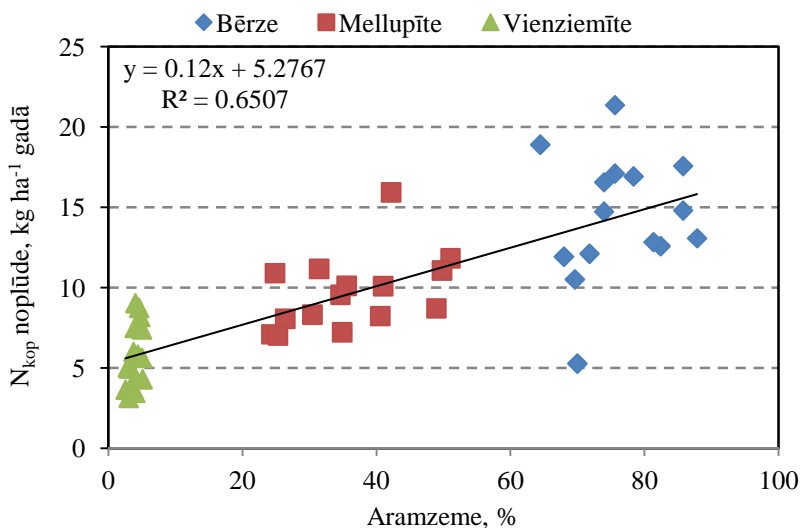
Pētījuma veikšanas laikā (1995. – 2010. g.) konstatētas izteiktas N_{kop} un P_{kop} noplūdes variācijas monitoringa objektos, izpētes līmeņos un laikā.

Bērzes monitoringa stacijas sateces baseina līmenī novērota augstākā vidējā N_{kop} un P_{kop} noplūde no hektāra gadā, attiecīgi 14.90 kg ha^{-1} un 0.20 kg ha^{-1} . Ikgadējās N_{kop} variācijas šajā izpētes līmenī ir no 5.27 kg ha^{-1} 2006. gadā līdz 22.18 kg ha^{-1} 2010. gadā. Minētā minimālā un maksimālā noplūde ir saistīta ar konkrēto gadu ūdeņainību, proti, 2006. gads ir izteikti sauss (noteces slānis 39.9 mm), savukārt, 2010. gadā konstatēts maksimālais noteces slānis (305.7 mm) kopš mērījumu sākuma. Mellupītes sateces baseina līmenim vidēji gadā aprēķināta 10.20 kg N_{kop} un 0.17 kg P_{kop} noplūde no hektāra. Vienziemītē N_{kop} noplūde šajā pašā līmenī ir aptuveni trīs reizes mazāka nekā Bērzē un aptuveni divas reizes mazāka nekā Mellupītē. Ekstsivās lauksaimnieciskās darbības apstākļos N_{kop} noplūde Vienziemītē sateces baseina līmenī vidēji gadā ir 5.74 kg ha^{-1} , $P_{kop} - 0.11 \text{ kg ha}^{-1}$.

Latvijā konstatētā N noplūde lauksaimniecības ietekmētajos mazajos sateces baseinos ir līdzvērtīga Lietuvā novērotajai, kur 3 sateces baseinos N noplūde gadā ir $5.7 - 15 \text{ kg ha}^{-1}$ (Sileika et al., 2005), kas skaidrojams ar līdzīgiem saimniekošanas apstākļiem. Savukārt, Zviedrijā N noplūde atsevišķos sateces baseinos ir ievērojami lielāka nekā Latvijā novērotā, 27 sateces baseinos N noplūde variē no 2 līdz 41 kg ha^{-1} gadā (Kyllmar, 2004). Tāpat ievērojami lielāka N noplūde ir konstatēta Norvēģijas lauksaimniecības sateces baseinos (Deelstra et al., 2008). P noplūde mazo sateces baseinu izpētes līmenī Lietuvā ir robežās no 0.146 līdz 0.318 kg ha^{-1} gadā (Sileika et al., 2005), Norvēģijā variē no 0.3 līdz 2.6 kg ha^{-1} gadā,

Anglijā 0.2 – 6.0 kg ha⁻¹ gadā, Zviedrijā 0.09 – 0.83 kg ha⁻¹ gadā, Īrijā 0.3 – 1.6 (Ulén et al., 2007). Tā kā P savienojumi ūdenstecēs nonāk galvenokārt ar virszemes noteci, kad tiek transportēts saistītā veidā esošais fosfors (Heathwaite et al., 1996; Merrington et al., 2002; DeBarry, 2004), tad nozīmīgākie faktori šajā kontekstā ir reljefs, augsnes īpašības un augsnes apstrādes metodes (Deelstra et al., 2008). Relatīvi līdzena reljefa apstākļos Latvijā virszemes notece veidojās reti, līdz ar to P noplūde ir zemāka nekā vairumā apskatīto Eiropas valstu.

Lauksaimniecības noteču pētījumos Zviedrijā (Kyllmar, 2004; Kyllmar et al., 2006), Skotijā (Edwards et al., 1990; Hooda et al., 1997; Petry et al., 2002) un Beļģijā (Van Herpe and Troch, 2000), konstatēts, ka slāpekļa savienojumu koncentrācijām ūdenī un noplūdēm ir pozitīva korelācija ar aramzemes īpatsvaru sateces baseinā. Palielinoties aramzemes procentuālajai attiecībai pret ganībām, mežiem, atmatām, ilggadīgajiem zālājiem, palielinās slāpekļa savienojumu izskalošanās. Jansons et al. (2003) raksturojis Bērzes, Mellupītes un Vienziemītes N_{kop} noplūžu un aramzemes procentuālā īpatsvara sateces baseinā kopsakarības, pētījumā izmantojot datus, kas iegūti laika posmā no 1994. līdz 1999. gadam. Promocijas darbā šāda veida analīzei ir iespējams izmantot pagarinātas datu rindas (3.6. attēls), kas precīzāk raksturotu saistību starp mainīgajiem.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.6. att. N_{kop} noplūde atkarībā no aramzemes īpatsvara sateces baseinā (1995. – 2009. g.).

Salīdzinot abos pētījumos iegūtos regresijas vienādojuma determinācijas koeficientus R^2 , var secināt, ka Jansons et al. (2003) aprēķinātais koeficients ir augstāks ($R^2=0.71$) nekā šajā promocijas darbā noteiktais ($R^2=0.65$). Ilgtermiņa datu izmantošana ietekmē lineārās regresijas vienādojuma piemērotību datu analīzei, palielinātas datu izkliedes gadījumā kopsakarība kļūst vājāka. Kopsakarību būtu iespējams uzlabot, ja tiktu novērsta ekstrēmo vērtību ietekme.

P_{kop} noplūdes saistība ar aramzemes īpatsvaru sateces baseinā ir vāja un tādējādi arī grūtāk prognozējama. Vājo saistību starp mainīgajiem nosaka lielā P_{kop} noplūžu izkliede. Regresijas vienādojuma determinācijas koeficients $R^2=0.09$. P_{kop} noplūdes tendence ir tāda pati kā N_{kop} gadījumā – palielinoties aramzemes īpatsvaram sateces baseinā, palielinās arī P_{kop} noplūde.

Drenu lauka izpētes līmenī lauksaimniecības intensitātes ietekme samazinās. Bērzē un Mellupītē N_{kop} noplūdes atšķirība ir minimāla, vidēji gadā 0.2 kg ha^{-1} . Noplūde Vienziemītē (5.06 kg ha^{-1} vidēji gadā) ir vairāk kā trīs reizes mazāka nekā Bērzē (18.06 kg ha^{-1}) un Mellupītē (17.86 kg ha^{-1}). P_{kop} noplūde no drenu laukiem lielākā ir Mellupītē (0.18 kg ha^{-1}), kam seko noplūde Bērzē (0.14 kg ha^{-1}) un Vienziemītē (0.11 kg ha^{-1}).

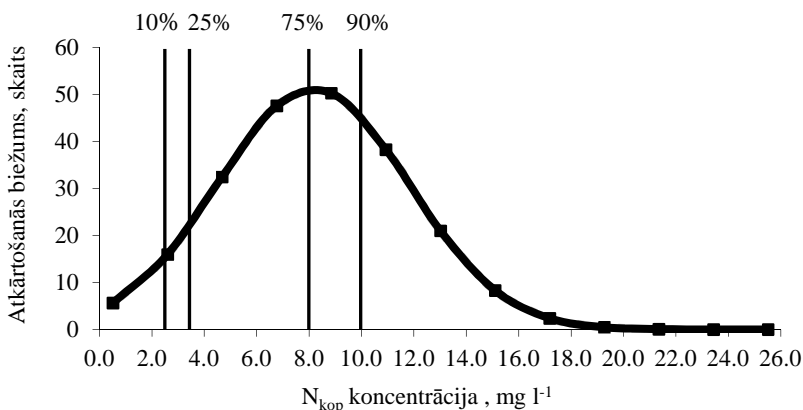
Salīdzinot novērotās noplūdes monitoringa līmeņos, jāsecina, ka Bērzes un Mellupītes drenu laukos N_{kop} noplūde ir lielāka nekā sateces baseinā, Vienziemītē noplūde abos līmeņos ir līdzīga. Mazāka N_{kop} noplūde sateces baseinu līmeņos ir skaidrojama ar biogēno elementu aiztures (ūdensaugu un mikroorganismu spēja piesaistīt, izgulsnēšanās, transformācija) un atšķaidīšanās procesu intensīvāku norisi salīdzinājumā ar drenu laukā notiekošajiem procesiem. P_{kop} noplūde vidēji gadā Bērzē ir lielāka sateces baseinā nekā drenu laukā, Mellupītē un Vienziemītē abos līmeņos noplūde atšķiras minimāli. Bērzes monitoringa objektā, neskatoties uz līdzeno reljefu, sateces baseina līmenī novērojama epizodiska virszemes ūdeņu pieplūde, kas ir noteicošais apstāklis lielākām P_{kop} noplūdēm šajā līmenī salīdzinājumā ar drenu lauku, kur virszeme netece neveidojas.

3.6. Ūdeņu kvalitātes standartu noteikšana pēc slāpekļa un fosfora savienojumiem lauksaimniecības ietekmētajās teritorijās

Nosakot ūdeņu kvalitātes klašu kritēriju robežvērtības notecei no lauksaimniecības zemēm, izmantoti lauksaimniecības noteču monitoringa hidroķīmiskie dati, kas iegūti Bērzes un Mellupītes monitoringa stacijās drenu sistēmu un mazo satece baseinu izpētes līmeņos laika posmā no 1994.

līdz 2006. gadam, kā arī Ālaves upes ūdeņu kvalitāti raksturojošie N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju dati, kas novēroti periodā no 2005. līdz 2010. gadam. Sateces baseini izvēlēti, jo tie reprezentē platības ar intensīvu lauksaimniecisko darbību Latvijā, kur lauksaimniecībā izmantojamo zemju īpatsvars vairāk kā 60%. Bērzes un Mellupītes stacijās iegūtie ūdeņu kvalitātes rezultāti apvienoti vienā datu paraugkopā. Monitoringa rezultātu datu paraugkopai tiek izveidotas normālā sadalījuma līknes, kuras raksturo savstarpēji saistītas skaitļu rindas, tai skaitā pētāmās pazīmes vērtības un tām atbilstošos atkārtosnās biežumus jeb frekvences.

Ūdeņu kvalitātes standartu/kritēriju noteikšanai pēc biogēnajiem elementiem izmantota ASV Vides aizsardzības aģentūras (*United States Environmental Protection Agency*) un Eiropas Komisijas Apvienotā (*European Commission Joint Research Centre*) pētījumu centra ieteikto metodi, kuras pamatā ir procentuālo robežu noteikšana. Normālā sadalījuma līknes kombinācijā ar novēroto koncentrāciju procentuālā nodrošinājuma vērtībām sniedz iespēju noteikt robežvērtības ūdeņu piesārņojuma izvērtēšanai (3.7. attēls). Robežvērtību noteikšanai un attēlošanai iespējams izmantot arī citu sadalījumu līknes, piemēram, gamma sadalījumu. Kvalitātes klašu dalījumam izmantotās procentuālās robežas iesaka saistīt ar sekojošu aprēķinu nodrošinājumu : < 10% augsta, 10% -25% laba, 25% - 75% - vidēja, 75% - 90% slikta, > 90% ļoti slikta kvalitāte.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.7. att. Ūdeņu kvalitātes klašu robežvērtību noteikšana (drenu lauka piemērs)

Priekšlikumus ūdeņu kvalitātes daļījumam klasēs Latvijai izstrādājusi SIA „Carl Bro Latvija”. Kvalitātes klases attiecināmas uz sešu tipu upēm. Upju tipi noteikti balstoties uz sateces baseina laukumu, kritumu, straumes ātrumu un gultnes raksturojumu. Šajā ūdeņu kvalitātes klasifikācijā lauksaimniecības notekas nav iekļautas. Tā kā lauksaimniecības notekām visatbilstošākās ir potomāla tipa mazās upes (t.s. Ālave), tad tieši šī tipa upju robežvērtības lietotas salīdzināšanai ar pētījumā iegūtajiem rezultātiem. SIA „Carl Bro Latvija” izveidotās robežvērtības tiek izmantotas atskaitēs par Ūdeņu struktūrdirektīvas ieviešanu Latvijā. Vērtējot lauksaimniecības notekas, pielietot SIA „Carl Bro Latvija” ieteikto kvalitātes rādītāju vērtēšanas skalu nebūtu ieteicams, ņemot vērā faktisko ūdeņu kvalitāti drenu sistēmās un meliorācijas sistēmu notekās lauksaimniecībā izmantojamās zemēs. Vadoties pēc šiem rādītājiem, drenu sistēmu un mazu sateces baseinu līmenī izpildīt Ūdeņu struktūrdirektīvas pamatuzdevumu „sasniegt labu ūdens kvalitāti” nevarēs. Par to liecina pētījumu rezultātā izveidotais ūdeņu kvalitātes klašu daļījums (3.4. tabula).

3.4. tabula

Ūdeņu kvalitātes klašu robežvērtības pēc N_{kop} un P_{kop} koncentrācijām

N_{kop} (mg l ⁻¹)				
Kvalitātes klase	Drenu lauks	Sateces baseins	Upe	SIA „Carl Bro Latvija”
Augsta	< 4.5	< 1.5	< 1.0	< 1.5
Laba	4.5 - 5.5	1.5 - 2.5	1.0 - 1.5	1.5 - 2.5
Vidēja	5.5 - 10.0	2.5 - 7.5	1.5 - 8.5	2.5 - 3.5
Slikta	10.0 - 12.0	7.5 - 10.5	8.5 - 11.0	3.5 - 4.5
Ļoti slikta	> 12.0	> 10.5	> 11.0	> 4.5
P_{kop} (mg l ⁻¹)				
Kvalitātes klase	Drenu lauks	Sateces baseins	Upe	SIA „Carl Bro Latvija”
Augsta	< 0.015	< 0.025	< 0.050	< 0.045
Laba	0.015 - 0.020	0.025 - 0.050	0.050 - 0.075	0.045 - 0.090
Vidēja	0.020 - 0.075	0.050 - 0.150	0.075 - 0.125	0.090 - 0.135
Slikta	0.075 - 0.135	0.150 - 0.250	0.125 - 0.150	0.135 - 0.180
Ļoti slikta	> 0.135	> 0.250	> 0.150	> 0.180

Autora pētījuma gaitā izstrādāto ūdeņu kvalitātes standartu ieviešana ļautu objektīvāk izvērtēt ūdeņu kvalitāti lauksaimniecībā ietekmētajās teritorijās, noteikt piesārņojuma līmeni, kā arī sekmētu rīcības programmu izstrādi, lai uzlabotu ūdeņu stāvokli lauksaimniecībā izmantotajās platībās.

SECINĀJUMI

1. Ilggadīgie lauksaimniecības noteču monitoringa dati (1995. – 2010. g.) pierāda, ka lauksaimniecības ietekmētajās teritorijās difūzais ūdeņu piesārņojums ar slāpekļa un fosfora savienojumiem ir atkarīgs no antropogēnās ietekmes (lauksaimniecības zemju izmantošanas intensitāte), dabiskajiem faktoriem (meteoroloģiskie un hidroloģiskie apstākļi), kā arī no pētniecības līmeņa (drenēti izmēģinājuma lauciņi, drenu lauks, mazais sateces baseins, upe).
2. Pētījumā novērotajām slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām un noplūdēm ir raksturīga liela mainība monitoringa staciju ietvaros, kā arī sezonālā, ikgadējā un ilgtermiņa griezumā. Augstākās vidējās biogēno elementu koncentrācijas un noplūdes ir konstatētas Bēzres monitoringa stacijā, zemākās Vienziemītes. Atšķirības nosaka augsnē iestrādātā minerālmēslojuma un organiskā mēslojuma daudzums sateces baseina saimniecībās. Sezonālās un ikgadējās slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu izmaiņas ir saistītas attiecīgi ar noteces režīmu un apjomu. Lielākie slāpekļa un fosfora savienojumu zudumi no augsnes ierasti notiek pavasara palu laikā un neveģetācijas periodā, kad augi maz uzņem augsnē esošās augu barības vielas. Ilgtermiņā intensīvas lauksaimnieciskās ražošanas apstākļos slāpekļa savienojumu koncentrācijām ir tendence palielināties.
3. Ciešākā korelācija starp noteci un N_{kop} koncentrācijām, kā arī starp nokrišņu un noteces datiem pēc Spīrmena rangu korelācijas aprēķiniem novērota Vienziemītes monitoringa stacijā, savukārt, zemākā savstarpējā saistība Bēzres monitoringa stacijā. Mainīgo kopsakarību atšķirības saistītas ar augsnes granulometriskā sastāva īpatnībām pētāmajās teritorijās. Bēzrē korelācijas koeficienti nokrišņiem un noteci zemāki, jo ūdens plūsma augsnē ir lēna, drenu iebūves dziļumā augsnē sastopams augsts māla daļiņu saturs, lauka mitrumietilpības sasniegšanai nepieciešams ilgāks laiks nekā Mellupītē un Vienziemītē, kur attiecīgi ir mazāks māla saturs, tādēļ arī korelācijas koeficienti šajās teritorijās ir augstāki. Viegļāka granulometriskā sastāva augsnēs ūdens ātrāk infiltrējas cauri augsnes profilam veidojot noteci, līdz ar to ūdenī šķīstošie nitrātpjoni tiek viegli izskaloti, tādēļ Vienziemītē pastāv cieša korelācija starp noteci un N_{kop} koncentrācijām nekā Bēzrē un Mellupītē.
4. Monitoringa staciju mazajos sateces baseinu izpētes līmenī konstatēts, ka slāpekļa savienojumu noplūdēm ir cieša pozitīva korelācija ar

aramzemes īpatsvaru sateces baseinā. Palielinoties aramzemes procentuālajai attiecībai pret ganībām, mežiem, atmatām, ilggadīgajiem zālājiem, palielinās slāpekļa savienojumu izskalošanās. P_{kop} noplūdei ir epizodisks raksturs un saistība ar aramzemes īpatsvaru sateces baseinā ir vāja un tādējādi arī grūtāk prognozējama.

5. Biogēno elementu koncentrāciju analīze izpētes līmeņos norāda, ka palielinoties izpētes līmenim slāpekļa savienojumu koncentrācijas samazinās aiztures, atšķaidīšanās un savstarpējās transformācijas procesu ietekmē. Fosfora koncentrāciju mainība izpētes līmeņos ir neviennozīmīga un atkarīga no virszemes noteces ūdeņu pieplūduma drenu sistēmu un mazo sateces baseinu līmeņos un punktveida piesārņojuma slodzes upju līmenī.
6. Uzstādot pārāk augstas prasības lauksaimniecības notecei, zemniekiem būs grūti izpildīt Ūdeņu struktūrdirektīvas pamatuzdevumu – „2015. gadā sasniegt labu ūdens kvalitāti”. Pētījuma rezultāti ļauj secināt, ka lauksaimniecības zemju drenu sistēmās par labas ūdeņu kvalitātes robežlielumu, vērtējot pēc kopējā slāpekļa koncentrācijas, varētu pieņemt $4.5 - 5.5 \text{ mg l}^{-1}$, mazos sateces baseinos $1.5 - 2.5 \text{ mg l}^{-1}$, potomāla tipa mazās upēs $1.0 - 1.5 \text{ mg l}^{-1}$. Savukārt, vērtējot pēc kopējā fosfora koncentrācijas, par labu ūdeņu kvalitātes robežlielumu drenu sistēmās varētu uzskatīt $0.015 - 0.02 \text{ mg l}^{-1}$, mazos sateces baseinos $0.025 - 0.05 \text{ mg l}^{-1}$, mazajās upēs $0.05 - 0.075 \text{ mg l}^{-1}$.
7. Lauksaimniecības noteču monitorings dažādos izpētes līmeņos ir noderīgs instruments, lai noteiktu un paredzētu lauksaimniecības nozares ietekmi uz ūdeņu kvalitāti un novērtētu agrovides pasākumu efektivitāti piesārņojuma samazināšanai, kuru realizācija nepieciešama saskaņā ar Ūdeņu struktūrdirektīvas un Nitrātu direktīvas ieviešanu Latvijā.

INTRODUCTION

Water quality is a term used to describe the chemical, physical, and biological characteristics of water. Nutrients (organic and inorganic forms of nitrogen and phosphorus) can be used as criteria to evaluate the chemical composition of water. Nitrogen and phosphorus are the main growth limiting nutrients in terms of demand in both terrestrial and aquatic environments (Heathwaite, 1993; Heathwaite, 1997; Kļaviņš and Cimdiņš, 2004). High concentrations of nitrogen and phosphorus in water can lead to eutrophication and cause accelerated growth of algae and plants, often resulting in undesirable effects (SEPA, 1994; Smith et al., 1999; USGS, 1999; USEPA, 2000; Merrington et al., 2002; DeBarry, 2004; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Oquist et al., 2007; HELCOM, 2009). Eutrophication can reduce the recreational value of inland waters and Baltic Sea. Increased primary production leads to an imbalanced functioning of the aquatic ecosystem resulting in production of excess organic matter, oxygen depletion, loss of benthic organisms and valuable fish species (Stålnacke, 1996; HELCOM, 2005, HELCOM, 2006).

Latvia has signed several international environmental agreements, including The Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area (Helsinki convention) in 1994 (Helsinki Convention, 2008). In order to promote the ecological restoration of the Baltic Sea and the preservation of its ecological balance, the Baltic Sea countries and the European Union have to use appropriate legislative and administrative measures to prevent and eliminate pollution of the Baltic Sea (Helsinki Convention, 2008). The results of riverine load apportionment reported by HELCOM indicate that agriculture contributed 79% of the diffuse waterborne nitrogen loads and 78% of the diffuse waterborne phosphorus loads to the Baltic Sea (HELCOM, 2011).

Latvia, as a member state of the European Union (EU), is required to implement EU legislation regarding water protection and management. In the context of nutrient pollution EU Nitrate Directive (91/676/EEC, 1991), Water Framework Directive (2000/60/EC, 2000) and Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC, 2008) has to be mentioned. Directives are implemented in Latvian law, e.g., Law on Pollution (Par piesārņojumu, 2001), Law of Water Management (Ūdens apsaimniekošanas likums, 2002), and resultant regulations of the Cabinet of Ministers.

Agricultural runoff monitoring in Latvia has been implemented by the Department of Water Management and Environmental Engineering of Latvia University of Agriculture (LLU) since 1994. The aim of the monitoring is to identify and assess the environmental effects of agricultural

management practices on water quality prior to focusing attention on the representation of nutrient losses in different spatial and temporal scales (VMP, 2010).

The agricultural runoff monitoring system consists of three monitoring stations at Bērze, Mellupīte and Vienziemīte with hydraulic measurement structures and recording equipment. The monitoring stations are situated in different parts of Latvia and represent regions with different climatic conditions, soil texture, slopes and farming intensity. Surface water quality is analysed in Bērze River catchment through the sampling and processing of data from the 15 monitored subcatchments and other relevant data sources. Agricultural runoff monitoring data are used to calculate agricultural pollution load to the Baltic Sea according to requirements of Helsinki Convention and to comply with EU regulations, for example reports on implementation of Nitrate Directive and Framework Directive.

The main objective of this doctoral thesis is to determine the quality of agricultural runoff based on the concentrations and loads of nitrogen and phosphorus compounds, to study the causes of agricultural nonpoint source pollution, and to create scientifically based criteria for water quality classification in agricultural areas.

Tasks of the work:

- To analyse the long-term agricultural runoff monitoring data concerning concentrations and loads of nitrogen and phosphorus compounds, as well as data on agrohydrological and meteorological conditions in the study sites;
- To study the long-term and seasonal trends in both concentrations and loads of nitrogen and phosphorus compounds at different spatial scales of measurements;
- To identify and to analyse the impact factors of nitrogen and phosphorus pollution in different agro-climatic regions of Latvia and under diverse intensity of agricultural management practices;
- To develop the methods for establishing water quality standards adopted for agricultural runoff and to designate the numeric criteria for water quality classes regarding concentrations of total nitrogen and total phosphorus in agricultural runoff.

Scientific novelty

- The systematic approach has been used to gather and analyse long-term (1995 – 2010) agricultural runoff monitoring data on water quality,

quantity and meteorological conditions in study sites (publications I, II, III, IV and V);

- The impact of meteorological conditions on hydrological regime and chemical composition of surface and drainage waters has been determined (publications I and III);
- The long-term and seasonal variability in both concentrations and loads of nitrogen and phosphorus compounds at different spatial scales of measurements has been investigated (publications I, II, III, IV, V);
- The impact of crop rotation and different fertilization treatments on drainage water quality has been studied (publication V);
- The scientifically-based methods for establishing water quality standards and threshold concentrations of total nitrogen and total phosphorus that may be used as criteria in agricultural runoff has been developed based on long-term monitoring results (publications I and IV).

APPROBATION OF THE RESULTS

The results of the thesis are published in four scientific articles and one monograph. The author of the thesis is corresponding author for publications I, III and IV and co-author for publications II and V. The results of the thesis have been presented at six international and four local conferences, and published in proceedings of nine conferences.

Publications

Lagzdins A., Jansons V., Sudars R., Abramenko K. (2012) Scale Issues for Assessment of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia. *Hydrology Research*, Vol. 43, No. 4, p. 383 - 399. (publication I)

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: Environmental and Climate Technologies*, Series 13, Vol. 7, p. 54 - 65. (publication II)

Lagzdins A., Jansons V. (2010) Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. *Scientific Journal of Riga Technical University: Environmental and Climate Technologies*, Series 13, Vol. 5, p. 65 - 71. (publication III)

Lagzdīņš A., Jansons V., Abramenko K. (2008) Setting of the Water Quality Standards for Nutrients in Runoff from Agricultural Land (in

Latvian). *Proceedings of the Latvia University of Agriculture*, Vol. 21 (316), p. 96. - 105. (publication IV)

Jansons V., Lagzdiņš A., Abramenko K., Timbare R., Vircaivs V. (2007) Risk Assessment of the Agricultural Pollution with Nitrates in Latvia (in Latvian). **In:** *Risk Management in Agriculture and Food Production : Monograph*. Latvia University of Agriculture. Food and Veterinary Service of Ministry of Agriculture. Department of Modelling and Simulation of Riga Technical University. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 525. - 543. (publication V)

Other scientific publications

Lagzdiņš A., Jansons V. (2011) The Importance of Continuous Measurements in Nitrogen Leakage Studies (in Latvian). **In:** *The 69th Scientific Conference of University of Latvia*. Riga: University of Latvia, p. 144. - 146.

Lagzdins A., Jansons V. (2010) Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. **In:** *Environmental Science and Education in Latvia and Europe: From Green Projects to Green Society*. Proceedings of 4th International Conference. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 56 - 57.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. (2010) Application of SWAT Model to the Bērze Agricultural Catchment. **In:** *Hydrology: From Research To Water Management*. The XXVI Nordic Hydrological Conference. Nordic Hydrological Programme Report, No. 51. Riga: University of Latvia Press, p. 87.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2010) Short-term Variability of Drainage Water Quality (in Latvian). **In:** *The 68th Scientific Conference of University of Latvia*. Riga: LU Akadēmiskais apgāds, p. 61. - 62.

Lagzdins A., Jansons V. (2009) Nitrate Monitoring Results in Agricultural Catchments. **In:** *Research for Rural Development 2009*. Annual 15th International Scientific Conference Proceedings. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 327 - 331.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2008) The Impact of Crop Rotation and Fertilization Treatment on Drainage Water Quality (in Latvian). **In:** *The 66th Scientific Conference of University of Latvia*. Riga: LU Akadēmiskais apgāds, p. 95. - 97. lpp.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. (2007) Assessment of Water Quality Concerning Nutrients in Agricultural Runoff. **In:** *Diffuse Phosphorus Loss: Risk Assessment, Mitigation Options and Ecological Effects in River Basins*. Proceedings of The 5th International Phosphorus Workshop (IPW5). Aarhus: University of Aarhus, p. 313 - 315.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. (2007) Classification of the Water Quality for Nutrients in Agricultural Runoff. **In:** *Proceedings of Fifth Study Conference on Baltex*. Publication No. 38. Kuresaare: International BALTEX Secretariat Publication, p. 202 - 203.

Lagzdīņš A., Jansons V., Abramenko K. (2007) Evaluation of Water Quality Concerning Nutrients in Runoff from Agricultural Land (in Latvian). **In:** *The 65th Scientific Conference of University of Latvia*. Riga: LU Akadēmiskais apgāds, p. 292. - 293.

Conferences

Lagzdīņš A., Jansons V. The Importance of Continuous Measurements in Nitrogen Leakage Studies. *The 69th Scientific Conference of University of Latvia*. Riga, Latvia, University of Latvia, February 2, 2011.

Lagzdins A., Jansons V. Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. *4th International Conference "Environmental Science and Education in Latvia and Europe: From Green Projects to Green Society"*. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, October 22, 2010. (Poster presentation)

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Application of SWAT Model to the Bērze Agricultural Catchment. *The XXVI Nordic Hydrological Conference „Hydrology: From research to water management"*. Riga, Latvia, University of Latvia, August 9 - 11, 2010. (Poster presentation)

Lagzdīņš A., Jansons V., Abramenko K. Short-term Variability of Drainage Water Quality. *The 68th Scientific Conference of University of Latvia*. Riga, Latvia, University of Latvia, February 19, 2010. (Poster presentation)

Lagzdins A., Jansons V. Nitrate Monitoring Results in Agricultural Catchments. *The International Scientific Conference "Research for Rural Development 2009"*. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 20 - 22, 2009.

Lagzdīņš A., Jansons V., Abramenko K. The Impact of Crop Rotation and Fertilization Treatment on Drainage Water Quality. *The 66th Scientific Conference of University of Latvia*. Riga, Latvia, University of Latvia, January 31, 2008.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Assessment of Water Quality Concerning Nutrients in Agricultural Runoff. *The 5th International Phosphorus Workshop (IPW5)*. Silkeborg, Denmark, September 3 - 7, 2007. (Poster presentation)

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Classification of the Water Quality for Nutrients in Agricultural Runoff. *5th Study Conference on*

BALTEX (Baltic Sea Experiment). Kuressaare, Saaremaa, Estonia, June 4 - 8, 2007. (Poster presentation)

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Classification of the Water Quality for Nutrients in Agricultural Runoff. *The International Scientific Conference "Research for Rural Development 2007"*. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 16 - 18, 2007.

Lagzdīņš A., Jansons V., Abramenko K. Evaluation of Water Quality Concerning Nutrients in Runoff from Agricultural Land. *The 65th Scientific Conference of University of Latvia*. Riga, Latvia, University of Latvia, January 30, 2007.

Research projects and grants:

- International project
RECOCA (Reduction of Baltic Sea Nutrient Inputs and Cost Allocation within the Baltic Sea Catchment) project of BONUS programme.
- National Research Programme
Climate Change Impact on Water Environment in Latvia. Work package 2: Climate Change Impact on the Nutrient Run-off in Drainage Basin (VP-19).
- Projects of the Latvian Council of Science
Impact of agriculture on quality of water resources (04.1055 R44).
Management of risk and crises in agriculture of Latvia. Sub-task: Environmental risk and crises (02.0016.7.1.V-13).
Sustainable Water Management Systems (09.1597).
- Project of the Latvian Environmental Protection Fund Administration
Agricultural runoff monitoring (VM1).
- Project of the Ministry of Agriculture
Monitoring of nitrates and other nutrients in runoff from agricultural land (S236).
- Project of the Latvia University of Agriculture
Impact of agriculture on quality of groundwater (XP 101).

1. THEORETICAL OUTLINE OF THE RESEARCH

The overview of the necessity of agricultural land drainage and agricultural runoff monitoring system in Latvia, e.g., legislation on implementation of the monitoring and determination of agricultural pollution at different monitoring scales is given within this chapter.

1.1. The necessity of agricultural land drainage in Latvia

Nonpoint source pollution from agricultural land and water quality in natural streams is tied closely to hydrological cycle (Mander et al., 1998; de Vos, 2001; Randall and Mulla, 2001; Wolfe, 2001; Merrington et al., 2002; Vuorenmaa et al., 2002; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Magner et al., 2004; Bakhsh et al., 2006; Oquist et al., 2007; Bechmann et al., 2008). The hydrological cycle can be described numerically as hydrological balance (Zīverts, 2004). The close interconnection between meteorological and hydrological conditions is confirmed by water balance equation (1.) for river catchment (Ward and Robinson, 2000; DeBarry, 2004; Zīverts, 2004):

$$P - ET - R - \Delta V = 0 \quad (1.)$$

where, P – precipitation (mm);
ET – evapotranspiration (mm);
R – runoff (mm);
 ΔV – water storage in catchment (mm).

Discharge ($l\ s^{-1}$, $m^3\ s^{-1}$) is a characteristic representing water quantity leaving the catchment area, basically it is difference between precipitation and evapotranspiration (Armstrong and Burt, 1993). Long-term observation data shows that in Latvia precipitation exceeds evapotranspiration and results in annual runoff (mm) of approximately 250 mm (Šķiņķis, 1986; Stålnacke et al., 2003; Zīverts, 2004). The total annual runoff is calculated on the basis of the measured discharge at the outlet of the catchments and the total area of the catchment (Deelstra et al., 2008).

Maritime climate with pronounced water excess determines the necessity of agricultural land drainage in Latvia. In most cases intensive agricultural production would be impossible without drainage (Šķiņķis, 1986). Subsurface drainage and open ditches are used to collect excess water from the root zone and lower the groundwater table (Sauka, 1987; Turtola and Paajanen, 1995; Ritter and Shirmohammadi, 2001; Ahiablame

et al., 2011). Agricultural land drainage has both positive and negative aspects.

Main benefits of the intensive land drainage are related with reduction of moisture content in the soil and groundwater table lowering (Sauka, 1987; Ritter and Shirmohammadi, 2001), which results in faster soil tillage and sowing in spring and better conditions for harvesting of crops in late summer and autumn. Extended vegetation period enhances the growth of crops and secures higher and more stable yields (Sauka, 1987; Grazhdani et al., 1996; Oquist et al., 2007). Subsurface drainage improves physical and chemical properties of soil as well. Subsurface drainage increase vertical movement of the water through the soil profile and decrease surface runoff, thereby reducing sediment and phosphorus losses to receiving waters (Zucker and Brown, 1998).

As the main negative aspect of the drainage can be mentioned leaching losses of highly soluble nitrate nitrogen from subsurface drained fields. Nitrate ions are easily carried downward by water infiltrating the soil (Turtola and Paajanen, 1995; Grazhdani et al., 1996; Randall and Mulla, 2001; Bakhsh et al., 2006; Tiemeyer et al., 2006; Oquist et al., 2007). If not taken up by plant roots or soil microbes, nitrate ions will progressively move forward from soil profile to groundwater, tile drains, ditches and rivers, thus drainage serve as excess water and agricultural pollution transport pathway (Bakhsh et al., 2006; Tiemeyer et al., 2006; Nikodemus et al., 2008; Ahiablame et al., 2011).

1.2. Description of agricultural runoff monitoring in Latvia

The agricultural runoff monitoring performance is required by the Environmental Monitoring Program 2009 – 2012 (VMP, 2010) developed on the basis of the Guidelines of Environmental Monitoring Program 2009 – 2012 (VMPP, 2009). The agricultural runoff monitoring data are used to gain insight of water pollution from agriculture, the variability and causes of pollution, to determine the pollution load and impacts on water resources, to evaluate the effectiveness of water protection measures and create a complex catchment management plan.

Agricultural diffuse pollution is caused by the interaction of several factors, the most significant include the climate, the catchment topography, geology, vegetation composition, soil properties, type and intensity of agricultural management practices, and it will affect the hydrological regime of water bodies and the chemical composition of water (Malette, 2001). In order to evaluate the impact of factors on water quality and

quantity, in the international practice the agricultural runoff monitoring is carried out in different spatial scales (Armstrong and Burt, 1993; Johnes and Burt, 1993; Rekolainen et al., 1997; Magette, 2001; Nash et al., 2002; Kyllmar, 2004; Deelstra et al., 2005; Bechmann et al., 2007):

1. soil profile (lysimeter);
2. drainage plot;
3. drainage field;
4. small catchment;
5. river.

At the experimental drainage plot scale, the nutrient leaching processes in the soil are determined, depending on the type and amount of applied mineral and organic fertilizers, application timing, crop rotation and soil cultivation (Lauksaimniecības noteču (noplūdes)..., 2003).

At the drainage field scale, the nutrient leaching is determined by different agricultural crop production, a varied use of fertilizers and type and timing of soil cultivation.

At the small catchment scale, the total impact of agriculture on the nutrient losses in the heterogeneous catchment by a variety of farming and land use patterns, and with varying topography and soil characteristics is determined (Lauksaimniecības noteču (noplūdes)..., 2003; VMP, 2010).

The river scale includes research in the small (<100 km²) and mid-size catchment (100 – 1000 km²) rivers. At the small river scale (the Ālave River) the impact of dominant land use type on water quality can be evaluated, while at the mid-size river scale (the Bērze River) it is possible to determinate water quality in the river outlet and subcatchments where various land use types, topographic conditions, point source pollution are found, as well at this scale the impact of the reservoirs on the nutrient retention processes can be assessed.

2. MATERIALS AND METHODS

The chapter includes the description and characteristics of agricultural runoff monitoring sites, the principles of water sampling and chemical analysis of water in laboratory, and the mathematical statistical methods used for data interpretation.

During the research on the concentrations and loads of nitrogen and phosphorus in runoff from agricultural land, and the hydrological conditions in study sites, the agricultural runoff monitoring data collected by the Department of Environmental Engineering and Water Management of the

Latvia University of Agriculture were used. The meteorological observations were carried out by the State Limited Liability Company "Latvian Environment, Geology and Meteorology Centre" (LEGMC). All the above mentioned data were obtained during the period 1995 – 2010. The diffuse pollution monitoring stations "Mellupīte" (Saldus District), "Bērze" (Dobele District) and "Vienziemīte" (Jaunpiebalga District) are located in the Venta, the Lielupe and the Gauja river basin districts respectively. Locations of the monitoring stations are specified in Figure 2.1.



Source: Geospatial information of LLU and State Limited Liability Company "Ministry of Agriculture Real Estate"

Figure 2.1. The location of agricultural runoff monitoring sites and nitrate vulnerable zones in Latvia.

According to annual interviews with farmers the Bērze monitoring site can be characterized as a relatively intensive agricultural production area compared with the present farming conditions in Latvia. The agricultural production in Mellupīte site is moderately intensive, while Vienziemīte is extensive. Vienziemīte is a typical example of low input agricultural system which can be used as a reference site for water quality assessment. The description of monitoring sites and spatial scales of research are presented in Table 2.1.

Table 2.1.

Description of agricultural runoff monitoring sites

Monitoring site	Scale of research	Area, ha	Agricultural land, %	Dominant soil texture	Flow measurement structure	Water sampling procedure	Period
Mellupīte	Small catchment	960	69	Loam	Crump weir, data logger	Flow proportional	1995 – 2010
	Drainage field	12	100		Triangular weir, data logger	Flow proportional	1995 – 2010
	Experimental plots	0.12 x 16	100		Tipping buckets	Flow proportional	1996 – 2010
Bērze	Bērze River	87205	58	Loam, sandy loam, sand *	LEGMC hydrological monitoring station	Manual	2005 – 2010
	Ālave River	9368	84	Loam, silty clay loam, clay *	No measurements	Manual	2005 – 2010
	Small catchment	368	98	Silty clay loam	V-shape Crump weir, data logger	Flow proportional	1995 – 2010
	Drainage field	77	100		Triangular weir, data logger	Flow proportional	1995 – 2010
Vienziemīte	Small catchment	592	78	Sandy loam	Combined profile weir, data logger	Manual	1995 – 2010
	Drainage field	67	100		Triangular weir, data logger	Manual	1995 – 2010

* According to the description of soil regions in Latvia (Nikodemus et al., 2008).

In the Bērze monitoring site, water quality is analysed at drainage field – small catchment – river scales, in the Mellupīte at the experimental plot – drainage field – small catchment scales, in Vienziemīte at drainage field – small catchment scales. In the Mellupīte experimental plots five fertilization treatments are used – an unfertilized plot (MA), a normal mineral fertilization rate (MB) and a double mineral fertilization rate (MC), solid manure (MD) and slurry (ME).

Water sampling methods used at measurement scales are prescribed by technical feasibilities of specific monitoring site (Table 2.1.). The results of chemical analyses of collected water samples are used to determine concentrations of nitrogen and phosphorus in agricultural runoff, as well as to obtain reliable information about nutrient loads and processes in aquatic ecosystems.

The load of main plant nutrients (N_{tot} and P_{tot}) at any given time period of measurements can be estimated if the concentration and the runoff at the time of sampling are known. The load is computed as follows:

$$L = 0.01 \sum C_i * Q_i \quad (2.)$$

where, L – nutrient load (kg ha^{-1});

C_i – mean daily concentration of nutrient (mg l^{-1});

Q_i – mean daily runoff (mm).

Due to limited amount of water analyses available mean daily concentration of nutrients can be calculated by linear interpolation between monthly values if grab samples are taken or single concentration can be applied to given time period if composite water samples are collected on a volume proportional basis (Lauksaimniecības noteču..., 2003).

As a result of monitoring data accumulation on water quality affecting factors and chemical composition of water, there is a need for data analysis and interpretation. The statistical methods used in this research are determined by the properties of the data set.

For the fulfilment of the assignments given below, the statistical processing and analysis package SPSS 15.0 for Windows and the computer software Time Trends 3.1 developed by New Zealand's National Institute of Water and Atmospheric Research was used. During the research the agricultural runoff monitoring data on the precipitation (mm) and air temperature ($^{\circ}\text{C}$), water runoff (mm), and nutrient concentrations (N_{tot} mg l^{-1} and P_{tot} mg l^{-1}) was analysed.

The descriptive statistics. The descriptive statistics are used to represent, characterise data set and create statistical information regarding

the relative behaviour of the data, e.g., mean, median, coefficient of variation, skewness, kurtosis, quartiles (25%, 50% and 75%).

The One-Sample Kolmogorov-Smirnov Test. The method is used to verify the goodness-of-fit of the data obtained during the experimental research or the empirical distribution with the normal distribution (Van Herpe and Troch, 2000; Helsel and Hirsch, 2002; Stenger et al., 2002; Taylor et al., 2005; Varol and Şen, 2009; Zhao et al., 2009; Fu et al., 2010). The information obtained determines the use of the parametric or nonparametric methods in the subsequent data processing.

The Mann-Whitney U test. The test is an alternative method for the t-test in comparing the mean values of two unrelated variables if they do not correspond to the normal distribution (Paura and Arhipova, 2002). In this research, the test with the significance level $\alpha = 0.05$ is used to compare concentrations of N_{tot} and P_{tot} at different scales of research.

The Spearman's Rank Correlation. The Spearman's rank correlation procedure is used to analyse correlation between the data set parameters that do not correspond to the normal distribution (Warner, 2000; Stenger et al., 2002; Borin et al., 2005; Donohue et al., 2005; Duchemin and Hogue, 2009; Varol and Şen, 2009; Moreno-Mateos et al., 2010; Delpla et al., 2011). The Spearman's rank correlation analysis was used to study the impact of precipitation on the formation of runoff. As runoff is the main pathway of nutrient transport from soil profile into streams the correlation between the runoff and the nutrient leakage were determinate.

The Mann-Kendall Test. The Mann-Kendall test and its modifications enable to evaluate the long-term trends in time series that do not correspond to the normal distribution (Gilbert, 1987; Migliaccio et al., 2011). The Mann-Kendall test involves computing a statistic S which measures the monotonic dependence of y on x (Helsel and Hirsch, 2002). If S is a positive value, then there is evidence of an upward trend. If S is a negative value, then there is evidence of a downward trend in the data (Time Trends, 2010). In the research, the Mann-Kendall test with the statistical significance level $\alpha = 0.05$ was used to analyse the changes of nutrient concentrations over the study period.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The chapter deals with results of statistical distribution analysis of meteorological, hydrological and nutrient concentration data sets, the analysis of obtained research results on meteorological conditions and runoff in study sites, and shows the evaluation of water quality in terms of

nutrient concentrations and loads in agricultural area within different spatial and temporal scales and under diverse intensity of agricultural management practices. The recommendations for the classification system based on nutrients concentrations in agricultural runoff are included in this chapter as well.

3.1. Description of the statistical distribution of the data sets

The Kolmogorov-Smirnov test is widely used to identify the conformity of the resulting data of the experimental research stage (the empirical distribution) with the normal distribution (Van Herpe and Troch, 2000; Stenger et al., 2002; Helsel and Hirsch, 2002). The empirical distribution deviation from the normal distribution is considered as significant if the p-value is less than $\alpha = 0.05$. The results of the test determines which will be the most appropriate statistical data processing methods in the following analysis of agricultural runoff monitoring data – the parametric or nonparametric.

According to the Kolmogorov-Smirnov test results, the null hypothesis cannot be rejected for the data sets representing concentrations of N_{tot} in small catchment of Bērze and Mellupīte, the Mellupīte drain field and MB experimental plot N_{tot} data and the data sets of N_{tot} and P_{tot} concentrations found in experimental plots MA, MC, MD, in all the cases $p > 0.05$. The other data sets of the nutrient concentrations do not correspond to the normal distribution as $p < 0.05$.

The analytical examination by the Kolmogorov-Smirnov test of the data sets of precipitation, air temperature and runoff in the small catchments and drainage fields provides the following result – all the data sets do not correspond to the normal distribution. In accordance with the Kolmogorov-Smirnov test results, the null hypothesis can be rejected because in all the cases $p < 0.05$.

As in the further research both normal and non-normal distribution data sets are compared and analysed, the nonparametric data processing methods should be used. The nonparametric tests, such as the Mann-Kendall's, Mann-Whitney's U and Spearman's rank correlation, can be used in cases where the parametric test assumptions have been violated. These tests do not require the variable correspondence to the normal distribution or the homogeneous data dispersion (Morgan et al., 2004).

3.2. The meteorological conditions in the study sites

The geographical location of the monitoring stations in the territory of Latvia determines peculiarities of the meteorological and hydrological conditions which are affected by solar radiation, atmospheric circulation, proximity of the Baltic Sea and the Gulf of Riga and the topography as well (Kļaviņš et al., 2008). The study period (1995 – 2010) and the long-term (1948/1950 – 2010) precipitation and air temperature data are obtained from LEGMC observation stations in Dobele, Saldus and Zoseni characterizing the meteorological conditions in the Bērze, Mellupīte and Vienziemīte study sites, respectively. The monthly mean and the annual mean air temperature and precipitation data characterizing a specific period of time are summarized in Table 3.1. The analysed data show the meteorological background of the monitored areas that will affect both the hydrology and water quality.

The atmospheric precipitation. During the period of the research, the highest mean annual precipitation has been measured in Vienziemīte (729 mm), a lower amount of precipitation has been found in Mellupīte (668 mm) and Bērze (594 mm). Comparing the precipitation in the study period with the long-term observations, it can be concluded that during the agricultural runoff monitoring period there have been medium-wet, dry and highly wet years. Thus, the analysed precipitation data is representative as it gives an insight into different moisture conditions in the study areas.

The amount of precipitation and the seasonal variability leave impact the runoff regime significantly. In all the study sites there are seasonal precipitation patterns. In the Bērze monitoring station, the largest amount of precipitation on average per month falls in June, July and October (225 mm or 38% of the average precipitation amount per year), accordingly, in Mellupīte in July, August and October (258 mm or 39%), in contrast, in Vienziemīte in June, July and October (254 mm or 35%). July is the only month when the amount of precipitation is similar in all the monitoring stations (Bērze – 84 mm, Mellupīte – 81 mm, Vienziemīte – 81 mm).

The air temperature. In the study period (1995 – 2010), the observed air temperature data indicate that the average annual temperature is higher in the plain of Zemgale (Bērze 7.4 °C) than in the plain of Vadauste (Mellupīte 6.3 °C) and in the highland of Vidzeme (the Vienziemīte 5.6 °C). The warmest months in all the monitoring stations have been in the spring and summer seasons (May-September) when the mean air temperature is above 10 °C.

Table 3.1.

Mean values for precipitation and air temperature in study sites

Parameter	Period	January	February	March	April	May	June	July	August	September	October	November	December	Year
Bērze														
Temperature, °C	1950-1994	-4.4	-4.8	-1.2	5.0	10.9	15.0	16.7	15.9	11.6	6.7	1.7	-2.0	5.9
Temperature, °C	1995-2010	-2.9	-2.5	0.4	6.7	12.2	16.2	19.0	18.1	13.0	8.0	2.5	-1.9	7.4
Precipitation, mm	1950-1994	31.7	24.7	26.7	42.7	40.1	51.6	68.5	75.6	59.6	53.3	52.1	39.8	566.5
Precipitation, mm	1995-2010	36.0	32.6	32.2	27.1	46.8	71.3	84.0	61.9	45.4	69.6	49.3	37.5	593.7
Mellupīte														
Temperature, °C	1948-1994	-4.3	-4.7	-1.2	4.7	10.8	14.5	16.3	15.5	11.3	6.7	1.7	-1.9	5.8
Temperature, °C	1995-2010	-3.7	-3.5	-0.7	5.8	11.2	14.9	17.7	17.0	11.7	6.4	1.6	-2.7	6.3
Precipitation, mm	1948-1994	42.0	29.0	34.4	40.2	41.6	60.7	76.6	74.8	69.4	66.6	62.9	54.1	652.3
Precipitation, mm	1995-2010	41.8	35.2	34.2	36.3	49.0	60.0	80.6	95.0	59.3	82.5	52.9	41.7	668.5
Vienziemīte														
Temperature, °C	1948-1994	-5.8	-6.1	-2.7	4.1	10.4	14.3	15.9	14.8	10.2	5.3	0.0	-3.8	4.7
Temperature, °C	1995-2010	-4.9	-4.9	-1.2	5.8	10.9	14.9	17.5	16.0	10.7	5.6	0.5	-3.9	5.6
Precipitation, mm	1948-1994	49.6	36.6	37.3	47.0	54.1	70.8	80.4	88.6	77.9	67.1	64.6	56.4	730.4
Precipitation, mm	1995-2010	50.2	47.0	39.4	38.9	61.0	85.7	81.4	71.6	51.4	86.5	60.4	55.8	729.2

Source: The meteorological data of LEGMC

The coldest are the winter months (December – February) when the average air temperature is negative, in the case of Mellupīte and Vienziemīte in March as well has been observed negative temperatures indicating that in these areas the spring occurs later than in Bērze.

Warmer weather conditions in spring provide a more favourable environment for a faster growing of plants, longer period of positive temperatures in autumn increase the length of the vegetation period. Length of the vegetation period contributes to nutrient uptake on land (crops, pastures, forests) and in the aquatic environment (aquatic plants, micro-organisms), thus, reducing the nutrient leaching. The air temperature also affects the nitrogen transformation processes in the soil, such as nitrification (Van Miegroet and Johnson, 1993; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Havlin et al., 2005) and denitrification (Magner et al., 2004).

The statistical analysis of meteorological data showed that in the vicinity of the Bērze monitoring station, in comparison with other sites, there are the warmest and driest conditions, while in the Vienziemīte – the coolest and wettest.

The character of climate change. The study period (1995 – 2010) and the long-term (1948/1950 – 1994) meteorological observation data on the precipitation and air temperatures can give an insight into the climate variability in the study areas which in the future could also affect the hydrological regimes and nutrient losses.

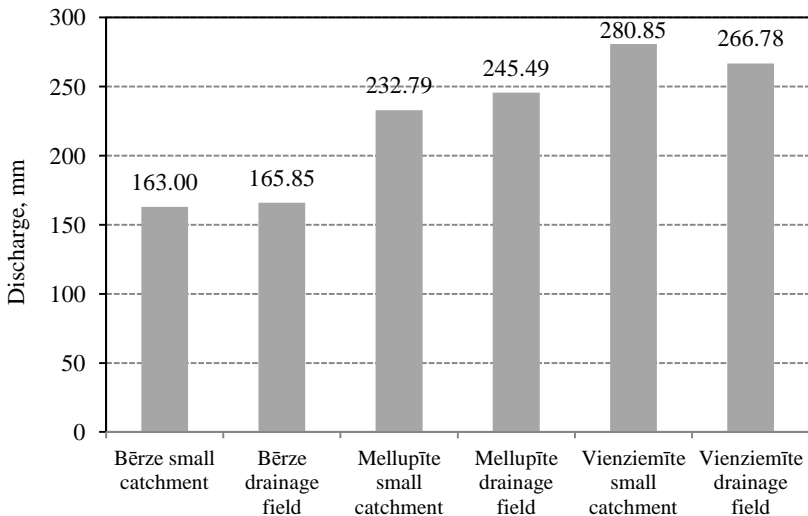
The comparison of precipitation data in the study period and the long-term data shows that the mean annual precipitation amount has increased in Bērze (27 mm) and Mellupīte (16 mm) monitoring stations, whereas, in Vienziemīte it has remained almost unchanged (1 mm decrease). Comparing the study period and the long-term annual mean air temperatures, a temperature rise in all the monitoring sites is observed. In the Bērze area, the increase is the largest (1.5 °C), in the Vienziemīte area 0.9 °C while in the Mellupīte area there is stated the lowest temperature increase 0.5 °C. The precipitation and air temperature changes indicate that in the future in the study sites can be observed the following tendencies:

- The annual runoff won't be significantly affected in the Bērze area and the Mellupīte area as the balance between the increased precipitation and increasing air temperature is projected, in the Vienziemīte area there is possible the reduction of runoff as there is not fixed increase in the amount of precipitation;
- During the winter months in all study sites it is expected an increase in discharge particularly in winter low-water periods due to increase in air temperature. It results in increased losses of nutrients and reduced pronounced floods and excessive water in the spring.

3.3. The quantitative analysis of the runoff

The information on the precipitation and the air temperature presented in Chapter 3.2 should be borne in mind when the analysis of runoff data is performed. However, the runoff formation process is affected not only by the climatic conditions but also by the catchment surface factors such as the topography, soil texture, geological structure, share of forested areas (Šķinķis, 1986; Zīverts, 2004). During the period from 1995 to 2010 in both small catchment and drainage field scales the mean annual runoff was highest in Vienziemīte comparing with Bērze and Mellupīte (Figure 3.1.).

The mean annual runoff at the Bērze and the Mellupīte drainage field scale is higher than in the small catchment, 2.85 mm and 12.70 mm, respectively, whereas in the Vienziemīte site, the higher runoff is found at the small catchment scale, the difference being 14.06 mm (Figure 3.1.). The runoff in the small catchment consists of a regular drainage, surface and ground water inflow while in the drain field there is mainly infiltration water. In some cases, the drainage runoff is also supplemented by a surface runoff inflow in the tile drainage system via open inlets preventing soil erosion. This solution is used in the Mellupīte drainage field.

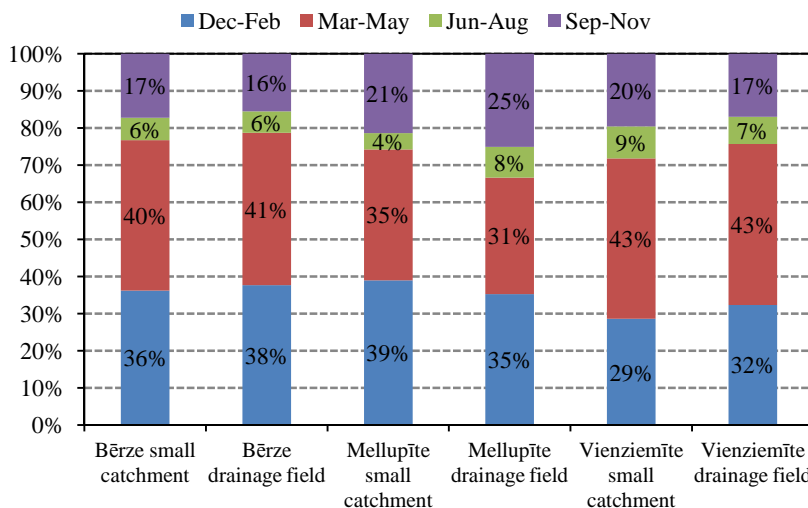


Source: Agricultural runoff monitoring data of LLU

Figure 3.1. Mean annual runoff at monitoring scales of the study sites (1995 – 2010).

The landscape of Vienziemīte study site is rather hilly and thus favourable for the surface runoff inflow in the stream, therefore, in the small catchment the runoff is higher than in the drain field. The landscape of Bērze monitoring site is flat, therefore, the surface runoff inflow is negligible and the runoff is similar at both monitoring scales.

The seasonal patterns of runoff influence the leaching of nutrients from the soil thus it is important to detect the periods with the highest runoff rate (Figure 3.2.).



Source: Agricultural runoff monitoring data of LLU

Figure 3.2. Seasonal distribution of runoff (1995 – 2010).

During the winter period when the soil is deeper or shallower frozen it has been estimated 29 – 39% contribution to the annual runoff. During the spring flood period, there is formed 31 – 43% of the annual runoff. In contrast to the winter season when the runoff volume accumulates within a long period, in the spring the runoff occurs within a short period of time, after the spring flood peak (normally 2 – 3 weeks) the runoff is rapidly decreasing. The summer season is characterized by a minimum runoff, in some cases the streams during this period dry out. The autumn rain season contributes 16 – 25% of the annual runoff.

3.4. Water quality analysis at different monitoring scales

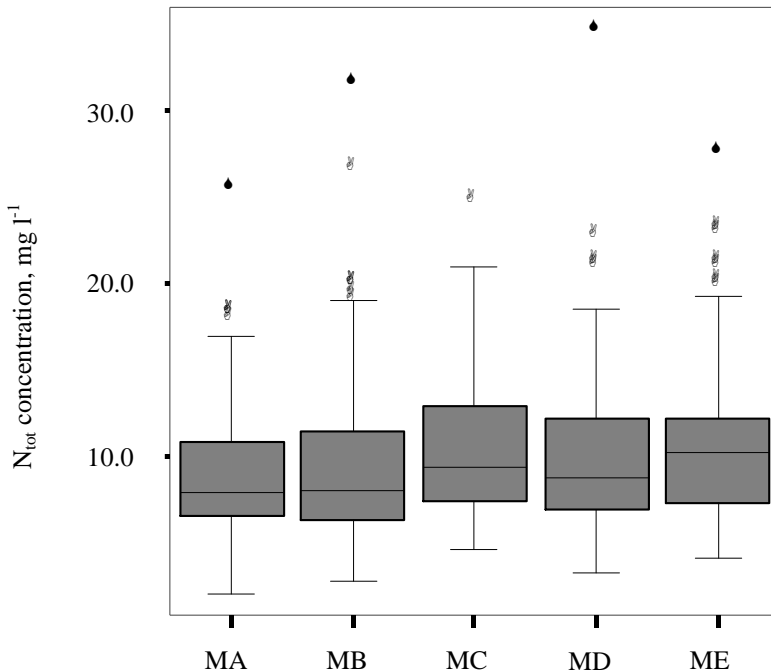
The results of the chemical composition of water obtained within the agricultural runoff monitoring provide an insight into nutrient leaching processes at different monitoring scales, as well as shows impacts of different intensities of agricultural production on water quality.

3.4.1. The experimental drainage plot scale

The research on the quality of the drainage water at the experimental plots scale was carried out at the Mellupite monitoring station where the leaching of nutrients is studied depending on the crop rotation and different fertilization treatments.

During the period 1996 – 2010 five fertilization treatments – an unfertilized plot (MA), a normal mineral fertilization rate (MB) and a double mineral fertilization rate (MC), solid manure (MD) and slurry (ME). The amount of the applied fertilizer depends on the requirements of the selected crop in the crop rotation. In the MB plots the application of mineral fertilizers vary from 8 kg N ha⁻¹ and 40 kg P₂O₅ ha⁻¹ to 90 kg N ha⁻¹ and 69 kg P₂O₅ ha⁻¹, respectively, in MC plots application rate vary 16 – 160 kg N ha⁻¹ and 80 – 138 kg P₂O₅ ha⁻¹. On the ME the applied rate corresponds to an average of 100 kg N ha⁻¹ and 72 kg P₂O₅ ha⁻¹, in turn, the applied amount of the solid manure corresponds to 124 kg N ha⁻¹ and 100 kg P₂O₅ ha⁻¹ which is almost equivalent to a MC plots.

The analysis of concentrations of N_{tot} representing the experimental plots (Figure 3.3.) shows that in the case of MA, in comparison with other fertilizer treatments, the lowest minimum, maximum and mean (9.13 mg l⁻¹) values were observed, at the same time separate extremes were detected. Increased rates of mineral fertilizer application are reflected in higher minimum, maximum and mean concentrations in MB and MC treatments, the mean value of MB is 9.61 mg l⁻¹, MC – 10.54 mg l⁻¹. In plots where organic fertilizers were applied higher concentrations of N was found in runoff from MD – 10.45 mg l⁻¹ rather than ME – 10.96 mg l⁻¹. This is due to the cycling of dominant forms of N in the specific organic fertilizers. Solid manure contains most of the N in the organic form. The mineralization of the organic N takes a longer time comparing with breakdown of N in liquid slurry. In the liquid slurry N mainly is in the form of ammonium ions which are vulnerable to transformations into other forms of N (nitrification) and leaching (Merrington et al., 2002; Havlin et al., 2005).



MA – unfertilized; MB – normal mineral fertilization rate;
 MC – double mineral fertilization rate; MD – solid manure; ME – slurry.

Source: Agricultural runoff monitoring data of LLU

Figure 3.3. Concentrations of N_{tot} in drainage plot scale (1996 – 2010).

Phosphorus leaching from the experimental plots does not appear to be in so pronounced relative to the fertilization treatments and the rate of applied fertilizers as it is in observations of nitrogen leaching. In the MA and MB plots, the concentrations of P_{tot} corresponds to the amount of the applied fertilizers, the mean P_{tot} concentration of MA is 0.067 mg l^{-1} which is lower than MB – 0.096 mg l^{-1} . The contradictory results are found in MC plots where concentrations of P_{tot} are significantly lower (mean concentration of P_{tot} is 0.056 mg l^{-1}) than in the MA and MB. For the explanation of this inadequate situation, there is required a more detailed analysis, possibly, the P_{tot} leaching is influenced by the micro-relief of the experimental plots. Within the plots where solid manure and slurry were spread the impact of the organic fertilizer content on P leaching can be

observed. The solid manure contains more P than the slurry thus P_{tot} leaching is higher in MD plots.

3.4.2. The drainage field scale

The results of study demonstrate the evident influence of mineral and organic fertilizer application rates on drainage water quality in the monitoring sites. Statistical information on the nutrient concentrations observed in the monitoring stations is summarized in Table 3.2.

Table 3.2.

Descriptive statistics of nutrient concentration data collected in the drainage field scale (1995 – 2010)

Monitoring station	Bērze		Mellupīte		Vienziemīte	
	N_{tot}	P_{tot}	N_{tot}	P_{tot}	N_{tot}	P_{tot}
Number of samples	162	162	154	154	191	191
Mean value (mg l^{-1})	11.83	0.063	7.18	0.070	1.56	0.042
Standard error	0.74	0.01	0.21	0.01	0.08	0.00
Coefficient of variation (%)	80	121	36	144	69	98
Skewness	6.12	2.84	0.78	7.35	2.78	5.51
Kurtosis	54.66	9.61	1.51	72.50	11.05	45.47
Minimum value (mg l^{-1})	0.06	0.005	1.60	0.003	0.32	0.005
Maximum value (mg l^{-1})	102.70	0.473	16.80	1.106	7.50	0.433
Quartile 25 (mg l^{-1})	7.55	0.021	5.60	0.023	0.90	0.021
50 (mg l^{-1})	10.20	0.031	6.85	0.050	1.22	0.033
75 (mg l^{-1})	14.20	0.074	8.51	0.091	1.90	0.051

Source: Agricultural runoff monitoring data of LLU

The mean concentrations of N_{tot} in waters of Bērze (11.83 mg l^{-1}) and Mellupīte (7.18 mg l^{-1}) drainage fields shows several times higher pollution in comparison with Vienziemīte (1.56 mg l^{-1}). The highest mean concentration of P_{tot} within this scale of monitoring is calculated for the Mellupīte drainage system – 0.070 mg l^{-1} , concentrations of P_{tot} decreases in Bērze – 0.063 mg l^{-1} and Vienziemīte – 0.042 mg l^{-1} .

Sandy soils in Vienziemite site contain less water at field capacity than clay or silt loam soils in Bērze and Mellupīte, therefore leaching of soluble nitrate ions is induced more quickly in lighter soils. Study showed that correlation between runoff and concentrations of N_{tot} is stronger in Vienziemite drainage field rather than in Bērze and Mellupīte.

The statistical parameters such as the coefficient of variations, skewness and kurtosis, minimum and maximum values characterize the properties of a data series, for example, the coefficient of variation is a way of measuring the distribution of the concentrations around the mean, the skewness gives an insight into the placement of nutrient concentrations around the central axis, whether most of concentrations are low (positive skewness) or majority of values are high (negative skew) (Helsel and Hirsch, 2002).

The intensity of agricultural practices in monitoring sites influences the trends of the nutrient leaching. During the period 1995 – 2009 statistically significant ($p < 0.05$) upward trend for N_{tot} concentrations were revealed in the drainage fields of the Bērze and Mellupīte monitoring stations, the Mann-Kendall S value, is 4452 and 2493, respectively, while in the Vienziemite a statistically insignificant ($p = 0.08$) downward trend (Mann-Kendall's $S = -1439$) was noted. The downward trends for Vienziemite indicate that historically more intensive farming has been carried out within the drainage field and the present production do not create additional N pollution. The agricultural production in the Bērze and Mellupīte continues to be intensified.

The different results of the trend test for P_{tot} concentrations in drainage field scale are revealed. Statistically insignificant ($p > 0.05$) trends for the Bērze and Mellupīte sites were found, whereas, in Vienziemite a statistically significant positive trend (the Mann-Kendall $S = 1493$) was detected. The upward trend for P_{tot} concentrations is related to a combination of a number of factors. Firstly, due to the impact of historic agricultural production, the soil has accumulated P which is further lost even several years after stopping application of the organic fertilizers. Secondly, during the decline of agriculture the arable land in the Vienziemite area is used as pasture where P application continues. In this situation P may be lost with the surface runoff as P adsorbed on particulate matter or via drainage systems as soluble P.

3.4.3. The small catchment scale

The mean values of N_{tot} and P_{tot} concentrations (Table 3.3.) clearly reflect to the intensity of agricultural production within the catchments. The highest mean concentrations of nutrient are found for the Bērze catchment – 8.57 mg l^{-1} , $P_{\text{tot}} 0.169 \text{ mg l}^{-1}$, in the Mellupīte – 3.69 mg l^{-1} , $P_{\text{tot}} 0.079 \text{ mg l}^{-1}$, while the lowest in the Vienziemīte catchment – $N_{\text{tot}} 1.69 \text{ mg l}^{-1}$, $P_{\text{tot}} 0.039 \text{ mg l}^{-1}$.

Table 3.3.

Descriptive statistics of nutrient concentration data collected in the small catchment scale (1995 – 2010)

Monitoring station	Bērze		Mellupīte		Vienziemīte	
	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}
Number of samples	180	180	184	184	196	196
Mean value (mg l^{-1})	8.57	0.169	3.69	0.079	1.69	0.039
Standard error	0.39	0.02	0.18	0.01	0.08	0.00
Coefficient of variation (%)	61	120	66	123	68	141
Skewness	0.84	5.96	1.39	3.18	2.26	9.81
Kurtosis	0.79	49.95	3.54	12.87	7.52	117.97
Minimum value (mg l^{-1})	0.13	0.018	0.53	0.004	0.01	0.003
Maximum value (mg l^{-1})	29.50	2.126	16.30	0.709	7.50	0.712
Quartile 25 (mg l^{-1})	4.53	0.075	1.60	0.026	1.00	0.019
50 (mg l^{-1})	7.70	0.116	3.35	0.045	1.40	0.029
75 (mg l^{-1})	11.35	0.190	4.98	0.087	1.95	0.042

Source: Agricultural runoff monitoring data of LLU

Study showed the seasonal variability of N_{tot} concentrations in small catchment streams which reflect to the pattern of runoff, with higher concentrations of N_{tot} primarily occurring during the high flow periods in winter and spring snowmelt (publication I).

At the small catchment scale a statistically significant ($p < 0.05$) upward trends for N_{tot} concentrations were observed in Bērze and Mellupīte, the Mann-Kendall S value in the Bērze is 2511, in the Mellupīte 2486 while in the Vienziemīte, concentrations have increased statistically insignificant. The positive trends are clearly associated with the high application rates of

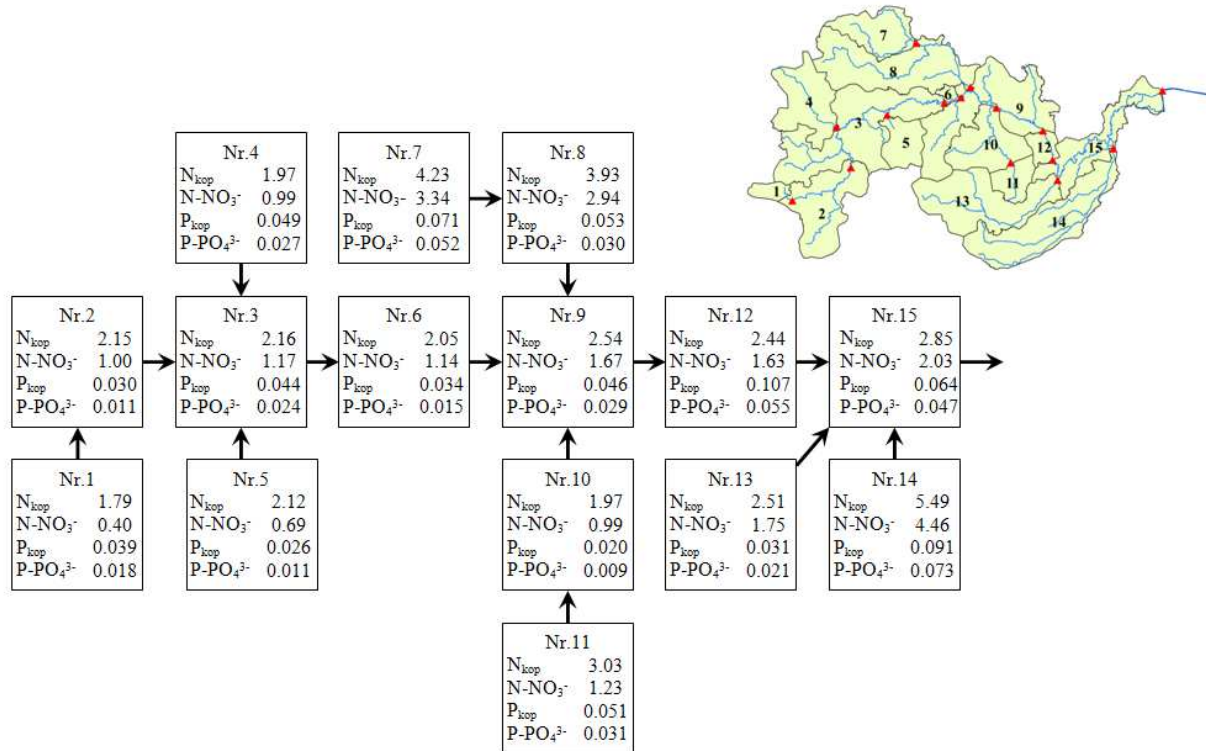
the mineral and organic fertilizers. Data of agricultural activities, such as crop rotations, timing and amount of mineral and organic fertilizers application and harvested yields, were collected from interviews with the farmers. In Mellupīte and Vienziemīte Mann-Kendall test's S value represents a positive but statistically insignificant ($p > 0.05$) trend for P_{tot} concentrations. In Bērze there was found a statistically significant ($p < 0.05$) decrease of P_{tot} concentrations, the Mann-Kendall test's $S = -1661$. The negative trend in the Bērze area is explained by the crop change used in the crop rotation compared with the early stage of the 90's when the main crop was the sugar beet. Traditionally in the sugar beet areas there were applied large amounts of the organic fertilizer which contributed to an increase in the content of P in the soil which is slowly released from the soil.

3.4.4. The Bērze River scale

The Bērze River research scale includes processes that are specific to agricultural areas at the scales of the small catchment and the drainage field research. In addition, at this scale attention should be paid to other sources of the nutrient pollution and the specific character of their impact on the water quality, e.g., forests, bogs and emissions from wastewater treatment plant into the rivers. The retention processes in rivers, lakes and reservoirs should be taken into consideration when evaluation of water quality at this research scale is performed. The mean concentrations of nutrient forms in waters of the Bērze River subcatchments are presented in Figure 3.4.

In areas of intense agricultural activity the pollution with nitrogen and phosphorus is mainly caused by the application of mineral and organic fertilizers, for example, in the subcatchment Nr. 14 in some cases the nitrate nitrogen concentrations exceeded the maximum allowable values given in the EU Nitrate Directive – $11.3 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$. Within the research period (2005 – 2010) the excess was found four times during the winter months. In this subcatchment the ratio between N-NO_3^- and N_{tot} is similar to the small catchment scale – 81%.

The initially projected significant decrease in the concentration of nutrients in the Annenieki HPP reservoir (Nr.3 – Nr. 6) was not confirmed, the concentrations of N_{tot} decreased by an average of 5%, the total phosphorus retention is more significant – 23%. It can be explained by the rapid water exchange in the reservoir. Mainly, P_{tot} retention is observed in the period from May to October – an average of 29%. During the study period only in two sampling times P_{tot} retention was not found.



Source: Agricultural runoff monitoring data of LLU

Figure 3.4. Mean concentrations of N and P forms ($mg\ l^{-1}$) in waters of the Bērze River subcatchments (2005 – 2010).

The lowest mean concentration of N_{tot} (1.79 mg l^{-1}) is observed in the 1st subcatchment where dominant land use is bog and forested areas. In forested areas (11th subcatchment) the mean concentration of N_{tot} is 3.02 mg l^{-1} and P_{tot} 0.051 mg l^{-1} which is lower than in agricultural areas. In the catchments with high percentage of forests and bogs, there is observed the lowest nitrate nitrogen concentration ratio against the total nitrogen, in the 11th subcatchment it is 41%, while in the 1st – 22%.

The emissions from the Dobeles town wastewater treatment plant in the river significantly affects the P_{tot} concentration, in the upstream from town the mean concentration is 0.046 mg l^{-1} , whereas, downstream from the treatment plant 0.107 mg l^{-1} .

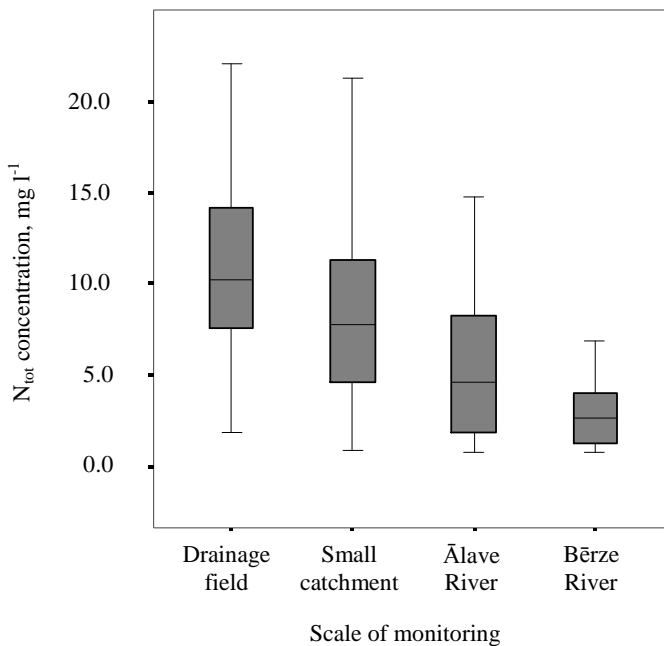
According to the numeric criteria used in the reports on implementation of the Water Framework Directive and agricultural runoff monitoring data (the mean concentrations of N_{tot} and P_{tot}) obtained during the study period water quality in mouth of Bērze River can be evaluated as good according to both the N_{tot} and P_{tot} parameters. Although, 8 times in this sampling site there are noticed concentrations of N_{tot} representing a very poor quality class.

3.4.5. The nutrient retention processes

In the Bērze drainage field scale, higher mean concentrations of N_{tot} (11.83 mg l^{-1}) are observed than in the small catchment (8.57 mg l^{-1}), in the Ālave River (5.49 mg l^{-1}) and in mouth of the Bērze River (2.85 mg l^{-1}). In contrast, the mean P_{tot} values are higher at the small catchment scale (0.169 mg l^{-1}), in the Ālave River (0.091 mg l^{-1}) and in the Bērze River (0.064 mg l^{-1}) than in the drain field (0.063 mg l^{-1}).

The nutrient retention processes at the monitoring scales of Bērze study site are illustrated in Figure 3.5. where the minimum, 25% quartile, median, 75% quartile and the maximum values of N_{tot} concentrations are presented. The extreme values were excluded from the analysed data set as they show an occasional character of the nutrient leakage.

In the Bērze monitoring site, the comparison of N_{tot} concentrations at the research scales shows a pronounced effect of retention and dilution processes. The concentrations of N_{tot} decreases when the scale of measurements increases. In watercourses, N compounds are transformed to a gaseous form in denitrification reactions, the organic N is accumulated in sediments, plants and microorganisms consume the soluble forms of N in their development, especially during the vegetation season (Heathwaite, 1993; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004).



Source: Agricultural runoff monitoring data of LLU

Figure 3.5. Concentrations of N_{tot} and retention at agricultural runoff monitoring scales in Bērze study site

The changes in concentrations of P_{tot} obtained at different monitoring scales do not show such clear tendencies in retention processes as in the case of N_{tot} . The highest concentrations are found at the small catchment monitoring scale. In the drainage field, the concentrations of P are low due to adsorption as P flowed through the soil profile. In the catchment scale, concentrations of P_{tot} are relatively high as retention processes at this scale has just started. The P transport in the catchments depends on the surface runoff water and eroded materials inflow in the stream which is mostly occasional. In this case particulate P is a greater portion of P transported in overland flow. The increase in particulate P movement results is a relative decrease in dissolved P movement (McDowell et al., 2002). By the increase in the research scale (Ālave River and Bērze River), the P_{tot} concentrations decrease as it is observed in the analysis of N_{tot} concentrations.

In the monitoring site of Mellupite, the mean concentration of N_{tot} is higher at the drainage field scale (7.18 mg l^{-1}) than at the small catchment (3.69 mg l^{-1}). The mean value of P_{tot} concentration at the small catchment scale is 0.079 mg l^{-1} while in the drainage field – 0.070 mg l^{-1} .

The analysis of the retention processes is also possible in this monitoring site. A double fertilizer experimental plot is selected for the comparison of the retention processes as it describes the use of the same amount of mineral fertilizers as in the drainage field and most of farms in the Mellupite catchment. At the monitoring scales of Mellupite, the N_{tot} retention is significant if compare the minimum, maximum, median and mean concentrations. The mean value of the experimental plots is 10.55 mg l^{-1} which is 32% higher than in the drainage field and 65% higher than at the catchment scale.

Analysing the P_{tot} concentration changes at the scales of the research, it may be concluded that the retention processes in this monitoring site are not pronounced. The nutrient concentrations observed in the drainage field are higher than in the experimental plots and the small catchment. In the drainage field of Mellupite open inlets for surface water inflow was built in places where surface runoff is likely to accumulate. Surface water inlets can be the pathway for the direct inflow of eroded soil particles during the surface runoff events thus unlike the small catchment scale sediments are not accumulated in the water course. Accordingly, the surface water inlets significantly influence the P_{tot} concentrations in the waters of drainage system.

In the Vienziemite, the mean concentrations of N_{tot} , unlike the Berze and the Mellupite, are higher at in the scale of the small catchment (1.69 mg l^{-1}), while in the drainage field (1.56 mg l^{-1}). The N_{tot} maximum concentration values both at the catchment scale and in the drainage field is 7.50 mg l^{-1} . It describes that in the extensive farming conditions, the maximum N_{tot} values on both scales can be equal. The mean concentrations of P_{tot} are low and mutually close, in the small catchment 0.039 mg l^{-1} , in the drain field 0.042 mg l^{-1} . As the Vienziemite is an example of the extensive agriculture, the nutrient concentrations of this site can be considered to be at the natural or background level.

3.5. The nutrient loads

The study (1995 – 2010) showed large spatial and temporal variations in N_{tot} and P_{tot} loads within the monitoring sites and scales.

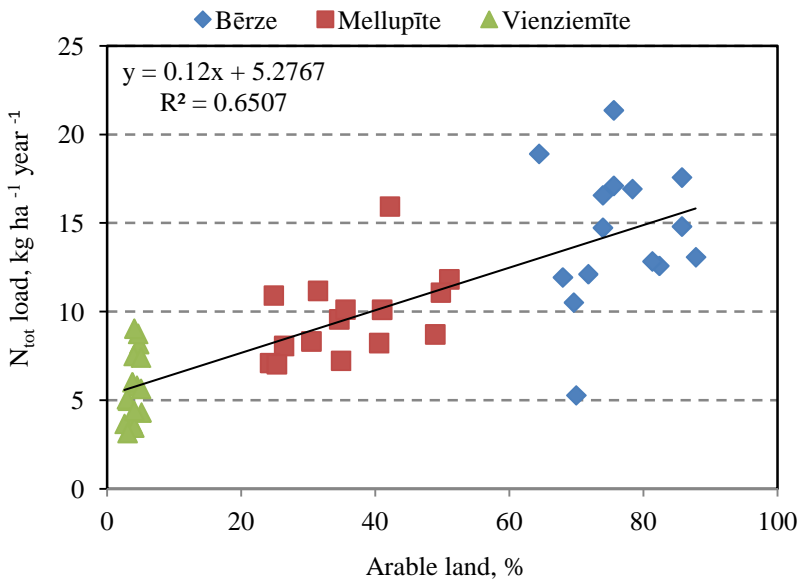
At the scale of the small catchment of the Berze monitoring station there is observed the highest mean annual load of N_{tot} and P_{tot} , 14.90 kg ha⁻¹ and 0.20 kg ha⁻¹, respectively. The annual N_{tot} variations at this study site and research scale are from 5.27 kg ha⁻¹ in 2006 to 22.18 kg ha⁻¹ in 2010. The above mentioned minimum and maximum load are initiated by runoff of the particular years, the year 2006 is pronouncedly dry (the runoff only 39.9 mm), in turn, in the year 2010 there is fixed the maximum runoff (305.7 mm) since the beginning of the measurements. The mean annual load per hectare from the Mellupite small catchment is 10.20 kg of N_{tot} and 0.17 kg of P_{tot} . In the Vienziemite, the N_{tot} load at the same scale is approximately three times lower than in the Berze and two times lower than in the Mellupite. In the extensive agricultural production conditions, the mean annual N_{tot} load at the Vienziemite catchment is 5.74 kg ha⁻¹, P_{tot} – 0.11 kg ha⁻¹.

The calculated annual N loads in investigated catchments of Latvia is similar to loads found in small agricultural steams of Lithuania where N load in 3 study sites vary from 5.7 to 15 kg ha⁻¹ year⁻¹ (Sileika et al., 2005) which can be explained by similar agricultural management practices in both countries. In contrast, similar studies in Sweden show significantly higher N loads in several agricultural catchments compared to Latvian catchments, N export from 27 catchments is generally in the range 2 – 41 kg ha⁻¹ year⁻¹ (Kyllmar, 2004). In Norwegian catchments as well considerably higher N losses are observed (Deelstra et al., 2008). Studies in other countries show that P loads from agricultural area in Lithuania varies between 0.146 and 0.318 kg ha⁻¹ year⁻¹ (Sileika et al., 2005), in Norway from 0.3 to 2.6 kg ha⁻¹ year⁻¹, in United Kingdom from 0.2 up to 6.0 kg ha⁻¹ year⁻¹, in Sweden from 0.09 to 0.83 kg ha⁻¹ year⁻¹, in Republic of Ireland from 0.3 to 1.6 kg ha⁻¹ year⁻¹ (Ulén et al., 2007). Phosphorus is mainly transported via surface runoff induced erosion events (Heathwaite et al., 1996; Merrington et al., 2002; DeBarry, 2004), thus important role in this process plays topography, soil properties and soil tillage (Deelstra et al., 2008). As topography in Latvia is relatively flat and surface runoff occurs rarely P losses in Latvian catchments are lower than in other European countries mentioned above.

At the small agricultural catchment scale positive correlation between proportion of arable land and concentrations of N has been found in several studies in Sweden (Kyllmar, 2004; Kyllmar et al., 2006), Scotland (Edwards et al., 1990; Hooda et al., 1997; Petry et al., 2002) and Belgium (Van Herpe and Troch, 2000). Jansons et al. (2003) has described correlation between share of arable land and load of N in Bērze, Mellupīte and Vienziemīte catchments using the data obtained during the time period 1994 – 1999.

Within this study it is possible to use extended data sets for this kind of analysis (Figure 3.6.). Comparisons of coefficients of determination (R^2) calculated for linear regression equations in this study ($R^2=0.65$) and by Jansons et al. (2003) ($R^2=0.71$) shows that increased variation in observed N loads results in decreased R^2 . The linear regression equation used for describing the relationship between share of arable land and load of N can be improved if extreme values would be excluded. Figure 3.6. illustrates that increasing percentage of arable land in the land use pattern of the catchment results in increased N loads.

The correlation between P load and share of arable land is weak due to large variations in P loads, therefore it is difficult to predict how changes in percentage of arable land in catchment area would influence P load. The coefficient of determination (R^2) computed for regression equation is only 0.09. In general, increasing percentage of arable land results in increased P loads.



Source: Agricultural runoff monitoring data of LLU

Figure 3.6. Load of N_{tot} and percentage of arable land within small catchment (1995 – 2009).

At the drainage field scale, the effect of the agricultural intensity decreases. In the Berze and the Mellupite study sites, the N_{tot} load

difference is negligible, on the mean annual basis only 0.2 kg ha^{-1} . The mean annual load at the Vienziemite site (5.06 kg ha^{-1}) is over three times lower than in the Berze (18.6 kg ha^{-1}) and in the Mellupite (17.86 kg ha^{-1}). The P_{tot} load from the drainage fields is the highest at the Mellupite site (0.18 kg ha^{-1}), followed by the load in the Berze area (0.14 kg ha^{-1}) and in the Vienziemite area (0.11 kg ha^{-1}).

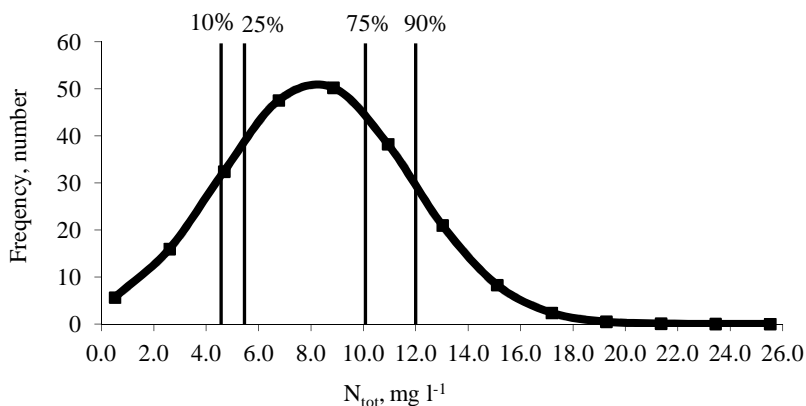
Comparing the observed nutrient load at the monitoring scales, it can be concluded that in the drainage fields of Berze and the Mellupite, the N_{tot} load are higher than in the small catchments, in the Vienziemite the load of nutrients on both scales are similar. A reduced N_{tot} load at the small catchment scales is due to the retention of nutrients (the ability of the aquatic plants and micro-organisms to assimilate, sedimentation, transformations) and more intensive dilution processes compared to the drainage field. The mean annual load of P_{tot} in the Berze monitoring site is higher in the small catchment than in the drainage field, in the Mellupite and the Vienziemite areas the loads differs insignificant. In the Berze monitoring site, despite a flat relief, at the small catchment scale, there is observed an episodic surface water inflow in the main stream which is the favourable conditions for the higher P_{tot} load, while in the drainage field the occurrence of surface runoff is limited.

3.6. Determination of water quality standards for nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural area

In order to create the scientifically based water quality standards for the agricultural runoff, there are used the hydrochemical data (concentrations of N_{tot} and P_{tot}) of the agricultural runoff monitoring obtained in the Berze and Mellupite monitoring stations at the scales of the drainage fields and the small catchments during the 1994 – 2006 and the water quality data of Ālave River observed during the period from 2005 to 2010. The selected study sites represent areas with intensive agricultural activities in Latvia where the share of agricultural land is over 60%. The water quality results obtained in the Berze and Mellupite stations are joined into a single data set.

The proposed water quality standards regarding nutrient concentrations are created using methods recommended by the United States Environmental Protection Agency and the European Commission Joint Research Centre. Percentile selection of N_{tot} and P_{tot} concentration data plotted as normal distribution curves were used to establish thresholds of classes for water quality criteria (Figure 3.7.). For the detection and

representing of thresholds other distribution curves can be used, for example, gamma distribution.



Source: Agricultural runoff monitoring data of LLU

Figure 3.7. Thresholds for water quality criteria (drainage field example).

The water quality classes could be designated using the following percentiles of probability distribution: <10% excellent quality, 10 – 25% good quality, 25 – 75% fair quality, 75 – 90% poor quality, > 90% bad quality.

The suggestions for the numeric criteria of water quality classes are developed for Latvia by LTD “Carl Bro Latvija”. The quality classes are attributed to six types of rivers. The river types are defined on the basis of the catchment area, fall, the speed of the flow and the streambed characteristics. In this water quality classification, the agricultural runoff is not included. As for the agricultural runoff, the most relevant are the potomal type small rivers, the threshold values created for this type of the river are used for comparison with the results obtained during this research. The thresholds developed by LTD “Carl Bro Latvija” are used in the reports on the implementation of the EU Water Framework Directive in Latvia. The use of numeric criteria suggested by LTD “Carl Bro Latvija” would not be recommendable in evaluation of the water quality in agricultural runoff, taking into account the actual water quality in the agricultural drainage systems and small catchments. Based on these figures, at the drainage systems and the small catchments, it will be impossible to fulfil the main task of the EU Water Framework Directive “to achieve a good water quality

status”. This is supported by the numeric criteria developed during the research (Table 3.4.).

Table 3.4.

Concentrations of N_{tot} and P_{tot} for water quality criteria

N_{tot} (mg l ⁻¹)				
Quality class	Drainage field	Small catchment	River	LTD „Carl Bro Latvija”
Excellent	< 4.5	< 1.5	< 1.0	< 1.5
Good	4.5 - 5.5	1.5 - 2.5	1.0 - 1.5	1.5 - 2.5
Fair	5.5 - 10.0	2.5 - 7.5	1.5 - 8.5	2.5 - 3.5
Poor	10.0 - 12.0	7.5 - 10.5	8.5 - 11.0	3.5 - 4.5
Bad	> 12.0	> 10.5	> 11.0	> 4.5
P_{tot} (mg l ⁻¹)				
Excellent	< 0.015	< 0.025	< 0.050	< 0.045
Good	0.015 - 0.020	0.025 - 0.050	0.050 - 0.075	0.045 - 0.090
Fair	0.020 - 0.075	0.050 - 0.150	0.075 - 0.125	0.090 - 0.135
Poor	0.075 - 0.135	0.150 - 0.250	0.125 - 0.150	0.135 - 0.180
Bad	> 0.135	> 0.250	> 0.150	> 0.180

The implementation of the water quality standards created by the research author, would allow water quality in agricultural runoff to be evaluated more objectively, to precisely determine the level of pollution and to promote development of action programs to improve the water quality in the agricultural areas.

CONCLUSIONS

1. Long-term data (1995 – 2010) collected during the agricultural runoff monitoring prove that nonpoint source pollution from agricultural land, i.e., nitrogen and phosphorus losses into water, depend on anthropogenic activities (intensity of agricultural practices), natural factors (meteorological and hydrological conditions), and scale of assessment (experimental plots, drainage field, small catchment, river).
2. The presented study shows that concentrations and loads of nitrogen and phosphorus varied widely between the monitored catchments, furthermore, pronounced variations in nutrient concentrations and loads have been observed on seasonal, interannual and long-term basis. In general, during the study period the highest and lowest mean annual concentrations and loads were obtained in Bērze and Vienziemīte study sites, respectively. The most important factor that influences the differences in nitrogen and phosphorus losses within catchments is application rate of mineral and organic fertilisers. Seasonal and interannual changes in N and P concentrations and loads are caused by the weather driven fluctuation in runoff, e.g., seasonal patterns of runoff and variability of annual runoff in terms of wet and dry years. The highest N and P losses from soil were observed during the snow melt period in spring and non-vegetation period in winter when nutrient uptake by crops is limited. Long-term monitoring data analysis shows upward trends in N concentrations if intensive agricultural practices with high N inputs are used in the catchment area.
3. The results of Spearman's rank correlation analysis indicate that strongest correlation between runoff and concentrations of N_{tot} and between precipitation and runoff was obtained for Vienziemite study site, while weakest correlation between variables was found for Bērze. In this case differences in soil texture among agricultural catchments play an important role. For example, in Berze study site the correlation between precipitation and runoff generation is weak due to slow water movement in the soil as well structured clay soils are dominant within this study site. In poorly drained soils in Bērze much longer time is needed to reach the field capacity than in more coarse-textured soils in Mellupīte and Vienziemīte, thus correlation between precipitation and runoff in these areas is stronger. In light textured soils water infiltration through the soil profile is faster. This further influence leaching loss of highly soluble nitrate ions which are induced more quickly in sandy soils than in clay soils, therefore correlation between

runoff and concentrations of N_{tot} is greater in Vienziemite than in Bērze and Mellupīte.

4. The percentage of arable land in the small catchments has strong positive correlation with the N loads at stream outlets. Increased share of arable land in the land use pattern of the catchment results in increased N losses. The correlation between P loads and proportion of arable land is weak due to occasional character of P losses, therefore it is difficult to predict how changes in percentage of arable land within the catchment area would influence P loads.
5. The analysis of nutrient concentrations obtained in different spatial scales shows that concentration of N decreases when the scale of measurements increases due to retention, dilution and transformation processes in the stream. The changes of P concentrations in waters of different monitoring scales do not show clear tendencies. Water quality concerning P concentrations is influenced by occurrence of surface runoff events in drainage field and small catchment scales and by phosphorus loading from point sources in river scale.
6. The most important finding of the research is that water quality standards for drainage water as well as for small catchments with intensive agriculture should be less stringent than for the rivers, otherwise farmers will not be able to fulfil the main objective set by the EU Water Framework Directive “to achieve a good water quality status by 2015”. The research showed that the good chemical status of water represents the following concentrations of N_{tot} : in the drainage field scale 4.5 – 5.5 mg l⁻¹, in small agricultural catchments 1.5 – 2.5 mg l⁻¹, while in potamal type small rivers 1.0 – 1.5 mg l⁻¹. The recommended P_{tot} values for the water quality classification system : in drainage field scale 0.015 – 0.02 mg l⁻¹, in small agricultural catchments 0.025 – 0.05 mg l⁻¹, in potamal type small rivers 0.05 – 0.075mg l⁻¹.
7. Agricultural runoff monitoring in several spatial scales may be a useful tool for evaluating and predicting the impact of agricultural sector on water quality. The results of monitoring can be used for assessment of efficiency of agroenvironmental measures necessary for the implementation of EU Water Framework Directive and Nitrate Directive in Latvia.

IZMANTOTĀ LITERATŪRA/ BIBLIOGRAPHY

1. 2000/60/EC (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, No. L327, 72 p.
2. 2008/56/EC (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy. *Official Journal of the European Communities*, No. L164, 22 p.
3. 91/676/EEC (1991) Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, No. L375, 8 p.
4. Ahiablame L.M., Chaubey I., Smith D.R., Engel B.A. (2011) Effect of tile effluent on nutrient concentration and retention efficiency in agricultural drainage ditches. *Agricultural Water Management*, Vol. 98, p. 1271 - 1279.
5. Armstrong. A. C., Burt. T. P. (1993) Nitrate Losses from Agricultural Land. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd., p. 239 - 267.
6. Bakhsh A., Kanwar R. S., Pederson C., Bailey T. B. (2006) N-source effects on temporal distribution of NO₃-N leaching losses to subsurface drainage water. *Water, Air & Soil Pollution*, Vol. 181, p. 35 - 50.
7. Bechmann M., Deelstra J., Stålnacke P., Eggestad H. O., Øygarden L., Pengerud A. (2008) Monitoring catchment scale agricultural pollution in Norway: policy instruments, implementation of mitigation methods and trends in nutrient and sediment losses. *Environmental Science & Policy*, Vol. 11, p. 102 - 114.
8. Bechmann M., Stålnacke P., Kværnø S. H. (2007) Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 120, p. 117 - 128.
9. Borin M., Vianello M., Moraria F., Zaninb G. (2005) Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 105, p. 101 - 114.
10. de Vos J. A. (2001) Monitoring nitrate leaching from submerged drains. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 30, p. 1092 - 1096.

11. DeBarry P. A. (2004) *Watersheds: Processes, Assessment, and Management*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. 700 p.
12. Deelstra J., Abramenko K., Vagstad N., Jansons V. (2005) Scale issues, hydrological pathways, and nitrogen runoff from agriculture - results from the Mellupite catchment, Latvia. **In:** *Proceedings of 3rd International SWAT Conference*, p. 390 - 397.
13. Deelstra J., Eggestad H. O., Iital A., Jansons V. (2008) Hydrological processes in small agricultural catchments. **In:** *Proceedings of the 10th International Drainage Workshop of ICID Working Group on Drainage*, p. 314 - 333.
14. Delpla I., Baurès E., Jung A. V., Thomas O. (2011) Impacts of rainfall events on runoff water quality in an agricultural environment in temperate areas. *Science of the Total Environment*, Vol. 409, p. 1683 - 1688.
15. Donohue I., Styles D., Coxon C., Irvine K. (2005) Importance of spatial and temporal patterns for assessment of risk of diffuse nutrient emissions to surface waters. *Journal of Hydrology*, Vol. 304, p. 183 - 192.
16. Duchemin M., Hogue R. (2009) Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 131, p. 85 - 97.
17. Edwards A. C., Pugh K., Wright G., Sinclair A. H., Reaves G. A. (1990) Nitrate status of two major Rivers in N.E. Scotland with respect to land use and fertiliser additions. *Chemistry and Ecology*, Vol. 4, p. 97 - 107.
18. Fu W., Tunney H., Zhang C. (2010) Spatial variation of soil nutrients in a dairy farm and its implications for site - specific fertilizer application. *Soil & Tillage Research*, Vol. 106, p. 185 - 193.
19. Gilbert R. O. (1987) *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. 336 p.
20. Grazhdani S., Jacquin F., Sulçe S. (1996) Effect of subsurface drainage on nutrient pollution of surface waters in south eastern Albania. *The Science of the Total Environment*, Vol. 191, p. 15 - 21.
21. Havlin J. L., Beaton J. D., Tisdale S. L., Nelson W. L. (2005) *Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management*. Upper Saddle River, New Jersey: Pearson Education, Inc. 515 p.
22. Heathwaite A. L. (1993) Nitrogen Cycling in Surface Water and Lakes. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd., p. 99 - 140.

23. Heathwaite A. L. (1997) Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture. **In:** Tunney H., Carton O. T., Brookes P. C., Johnston A. E. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 205 - 223.
24. Heathwaite A. L., Johnes P. J., Peters N. E. (1996) Trends in nutrients. *Hydrological Processes*, Vol. 10, p. 263 – 293.
25. HELCOM (2005) *Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000*. [tiešsaiste] Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 100. 24 p. [Skatīts 02. 08. 2011.] Pieejams: <http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/bsep100.pdf>
26. HELCOM (2006) *Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea*. [tiešsaiste] Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 104. 64 p. [Skatīts 02. 08. 2011.] Pieejams: <http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/bsep104.pdf>
27. HELCOM (2009) *Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region*. [tiešsaiste] Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 115B. 148 p. [Skatīts 27. 01. 2012.] Pieejams: http://meeting.helcom.fi/c/document_library/get_file?p_l_id=79889&folderId=377779&name=DLFE-36818.pdf
28. HELCOM (2011) *Activities 2010 Overview*. [tiešsaiste] Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 127. 72 p. [Skatīts 02. 08. 2011.] Pieejams: <http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/BSEP127.pdf>
29. Helsel D. R., Hirsch R. M. (2002) *Statistical Methods in Water Resources*. [tiešsaiste] Techniques of Water-Resources Investigations, Book 4, Chapter A3. U.S. Geological Survey. 522 p. [Skatīts 02. 01. 2012.] Pieejams: <http://pubs.usgs.gov/twri/twri4a3/pdf/twri4a3-new.pdf>
30. Helsinki Convention (2008) Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1992 (Helsinki Convention). Helsinki Commission. 45 p.
31. Hooda P. S., Moynagh M., Svoboda I. F., Thurlow M., Stewart M., Thomson M., Anderson H. A. (1997) Streamwater nitrate concentrations in six agricultural catchments in Scotland. *The Science of the Total Environment*, Vol. 201, p. 63 - 78.

32. 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*, Vol. 20, p. 173 - 179.
33. Johnes P. J., Burt T. P. (1993) Nitrate in Surface Waters. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd, p. 269 - 317.
34. Kļaviņš M., Briede A., Lizuma L., Radionovs V., Grišule G. (2008) Latvijas klimats un tā mainības raksturs. **No:** Āboliņa K., Andrušaitis A., Blumberga D., Briede A., Bruņiniece I., Grišule G., Kļaviņš M. *Klimata mainība un globālā sasilšana*. Rīga: LU akadēmiskais apgāds, 75. - 110. lpp.
35. Kļaviņš M., Cimdiņš P. (2004) *Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība*. Latvijas Universitāte. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds. 208 lpp.
36. Kyllmar K. (2004) *Nitrogen Leaching in Small Agricultural Catchments – Modelling and monitoring for assessing state, trends and effects of counter-measures*: Doctoral Thesis. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. 37 p.
37. Kyllmar K., Carlsson C., Gustafson A., Ulen B., Johnsson H. (2006) Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: Characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 115, p. 15 - 26.
38. Lauksaimniecības noteču (noplūdes) monitoringa rokasgrāmata (2003) [tiešsaiste] Valsts SIA „Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs”. 34 lpp. [Skatīts 09. 08. 2011.] Pieejams: http://www.meteo.lv/public/rokasgramatas_vadlinijas.html
39. Magette W. L. (2001) Monitoring. **In:** Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution : Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 305 - 327.
40. Magner J. A., Payne G.A. and Steffen L. J. (2004) Drainage effects on stream nitrate-N and hydrology in south-central Minnesota (USA). *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 91, p. 183 - 198.
41. Mander Ü., Kull A., Tamm V., Kuusemets V., Karjus R. (1998) Impact of climatic fluctuations and land use change on runoff and nutrient losses in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 41, p. 229 - 238.
42. McDowell R. W., Sharpley A. N., Kleinman P. J. A., Gburek W. J. (2002) Hydrological Source Management of Pollutants at the Soil Profile

Scale. **In:** Haygarth P. M., Jarvis S. C. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 197 - 223.

43. Merrington G., Winder L., Parkinson R., Redman M. (2002) *Agricultural Pollution: Environmental Problems and Practical Solutions*. New York: Taylor & Francis. 243 p.

44. Migliaccio K. W., Castro J., Haggard B. E. (2011) *Water Quality Statistical Analysis*. **In:** Li Y., Migliaccio K. W. *Water Quality Concepts, Sampling, and Analyses*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 241 - 274.

45. Moreno-Mateos D., Pedrocchi C., Comín F. A. (2010) Effects of wetland construction on water quality in a semi-arid catchment degraded by intensive agricultural use. *Ecological Engineering*, Vol. 36, p. 631 - 639.

46. Morgan G. A., Leech N. L., Gloeckner G. W., Barrett K. C. (2004) *SPSS for Introductory Statistics: Use and Interpretation*. Mahwah, New Jersey: Lawrence Erlbaum Associates, Inc. 223 p.

47. Nash D., Halliwell D., Cox J. (2002) Hydrological Mobilization of Pollutants at the Field/Slope Scale. **In:** Haygarth P.M., Jarvis S.C. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 225 - 242.

48. Nikodemus O., Kārklīņš A., Kļaviņš M., Melecis V. (2008) *Augsnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība*. Latvijas Universitāte. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds. 256 lpp.

49. Oquist K. A., Strock J. S., Mulla D. J. (2007) Influence of alternative and conventional farming practices on subsurface drainage and water quality. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 36, p. 1194 - 1204.

50. *Par piesārņojumu* (2001): LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 03. 08. 2011.] Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=6075>

51. Paura L., Arhipova I. (2002) *Neparametriskas metodes: SPSS datorprogramma*. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. Jelgava: LLKC. 148 lpp.

52. Petry J., Soulsby C., Malcolm I.A., Youngson A.F. (2002) Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *The Science of the Total Environment*, Vol. 294, p. 95 - 110.

53. Randall G. W., Mulla D. J. (2001) Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 30, p. 337 - 344.

54. Rekolainen S., Ekholm P., Ulen B., Gustafson A. (1997) Phosphorus Losses from Agriculture to Surface Water in the Nordic Countries. **In:** Tunney H., Carton O. T., Brookes P. C., Johnston A. E. *Phosphorus Loss*

from Soil to Water. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 77 - 93.

55. Ritter W. F., Shirmohammadi A. (2001) Agricultural Drainage and Water Quality. **In:** Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution : Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 207 - 231.

56. Sauka O. (1987) *Lauksaimniecības hidrotehniskā meliorācija*. Latvijas Lauksaimniecības akadēmija. Rīga: Zvaigzne. 296 lpp.

57. SEPA (1994) *Eutrophication of soil, fresh water and the sea*. Swedish Environmental Protection Agency. Värnamo: AB Fälths Tryckeri, p. 16 - 18.

58. Sileika A. S., Gaigalis K., Kutra G., Smitiene A. (2005) Factors affecting N and P losses from small catchments (Lithuania). *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 102, p. 359 - 374.

59. Smith V. H., Tilman G. D., Nekola J. C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, Vol. 100, p. 179 - 196.

60. Stålnacke P. (1996) *Nutrient loads to the Baltic Sea*: Doctoral Thesis. Linköping: Linköping University. 195 p.

61. Stålnacke P., Grimvall A., Libiseller C., Laznik M., Kokorite I. (2003) Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *Journal of Hydrology*, Vol. 283, p. 184 - 205.

62. Stenger R., Priesack E., Beese F. (2002) Spatial variation of nitrate-N and related soil properties at the plot-scale. *Geoderma*, Vol. 105, p. 259 - 275.

63. Šķiņķis C. (1986) *Augšņu drenēšana*. Rīga: Avots. 331 lpp.

64. Taylor G. D., Fletcher T. D., Wong T. H. F., Breen P. F., Duncan H. P. (2005) Nitrogen composition in urban runoff - implications for stormwater management. *Water Research*, Vol. 39, p. 1982 - 1989.

65. Tiemeyer B., Kahle P., Lennartz B. (2006) Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales. *Agricultural Water Management*, Vol. 85, p. 47 - 57.

66. Time Trends (2010) *Trend Analysis and Equivalence Testing for Environmental Data* [tiešsaiste]. National Institute of Water & Atmospheric Research, Auckland, New Zealand. [Skatīts 03. 01. 2012.]. Pieejams: <http://www.niwa.co.nz/our-science/freshwater/tools/time-trends>

67. Turtola E., Paaajanen A. (1995) Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agricultural Water Management*, Vol. 28, p. 295 - 310.
68. *Ūdens apsaimniekošanas likums* (2002): LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 03. 08. 2011.] Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=66885>
69. Ulén B., Bechmann M., Fölster J., Jarvie H. P., Tunney H. (2007) Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use and Management*, Vol. 23, p. 5 - 15.
70. USEPA (2000) *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Rivers and Streams* [tiešsaiste]. United States Environmental Protection Agency. Office of Water and Office of Science and Technology. 253 p. [Skatīts 01. 08. 2011.] Pieejams: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/nutrients/upload/2009_04_22_criteria_nutrient_guidance_rivers_rivers-streams-full.pdf
71. USGS (1999) *The Quality of Our Nation's Waters – Nutrients and Pesticides*. [tiešsaiste] United States Geological Survey. United States Department of the Interior, p. 32 - 50. [Skatīts 01.08.2011.] Pieejams: <http://pubs.usgs.gov/circ/circ1225/pdf/nut33-50.pdf>
72. Van Herpe Y., Troch P. A. (2000) Spatial and temporal variations in surface water nitrate concentrations in a mixed land use catchment under humid temperate climatic conditions. *Hydrological Processes*, Vol. 14, p. 2439 - 2455.
73. Van Miegroet H., Johnson D. (1993) Nitrate Dynamics in Forest Soils. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd., p. 75 - 97.
74. Varol M., Şen B. (2009) Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of Behrimaz Stream, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 159, p. 543 - 553.
75. VMP (2010) *Vides monitoringa programma 2009. - 2012. gadam*: LR Vides ministra rīkojums Nr. 121. [tiešsaiste] [Skatīts 08. 08. 2011.] Pieejams: http://www.vvd.gov.lv/data/doc/norm.akti/monitorings/0_Sakums_190410.pdf
un http://www.vvd.gov.lv/data/doc/norm.akti/monitorings/II_UDENS_190410.pdf

76. VMPP (2009) *Vides monitoringa programmas pamatnostādnes 2009. - 2012. gadam*: LR MK rīkojums Nr. 187. [tiešsaiste] [Skatīts 08. 08. 2011.] Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=189098>
77. Vuorenmaa J., Rekolainen S., Lepistö A., Kenttämies K. and Kauppila P. (2002) Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 76, p. 213 - 248.
78. Ward R. C., Robinson M. (2000) *Principles of Hydrology*. Maidenhead, England: McGraw-Hill Publishing Company. 450 p.
79. Warner K. L. (2000) *Analysis of Nutrients, Selected Inorganic Constituents, and Trace Elements in Water from Illinois Community-Supply Wells, 1984–91* [tiešsaiste]. Water-Resources Investigations Report 99–4152. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Urbana, Illinois. 54 p. [Skatīts 03. 01. 2012.] Pieejams: http://il.water.usgs.gov/pubs/wrir99_4152.pdf
80. Wolfe M. L. (2001) Hydrology. **In:** Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution: Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 1 - 27.
81. Zhao T., Xu H., He Y., Tai C., Meng H., Zeng F., Xing M. (2009) Agricultural non-point nitrogen pollution control function of different vegetation types in riparian wetlands: A case study in the Yellow River wetland in China. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 21, p. 933 - 939.
82. Zīverts A. (2004) *Hidroloģija*. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. Jelgava: LLU. 103 lpp.
83. Zucker L. A., Brown L. C. (1998). *Agricultural drainage: Water quality impacts and subsurface drainage studies in the Midwest*. Columbus, Ohio: Ohio State University Extension Bulletin 871.