

LATVIJAS UNIVERSITĀTE

ILGA KOKORĪTE

PROMOCIJAS DARBS

**LATVIJAS VIRSZEMES ŪDEŅU ĶĪMISKAIS SASTĀVS UN TO
IETEKMĒJOŠIE FAKTORI**

RĪGA 2007

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Vides zinātnes nodaļas Vides kvalitātes un monitoringa laboratorijā un LU Bioloģijas institūtā laikā no 2001. gada oktobra līdz 2006. gada oktobrim. Atsevišķas pētījuma daļas veiktas Somijas Reģionālajā vides centrā Tampērē un Norvēģijas Lauksaimniecības un vides pētījumu institūtā (*Bioforsk*).

Darbs izstrādāts ar ESF finansiālu atbalstu.

Darba vadītājs: prof. *Dr. habil. chem.* Māris Kļaviņš

OFICIĀLIE RECENZENTI

prof. *Dr. biol.* Artūrs Škute, Daugavpils Universitāte, Dabaszinātņu un matemātikas fakultāte

asoc. prof. *Dr. inž.* Tālis Juhna, Rīgas Tehniskā universitāte, Būvniecības fakultāte

prof. *Dr. ģeogr.* Oļģerts Nikodemus, Latvijas Universitāte, Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

PROMOCIJAS PADOMES SASTĀVS

Priekšsēdētājs: asoc. prof. *Dr. biol.* Viesturs Melecis

Locekļi: asoc. prof. *Dr. biol.* Gunta Sprinģe
prof. *Dr. habil. chem.* Māris Kļaviņš
prof. *Dr. habil. ģeogr.* Māris Laiviņš
prof. *Dr. habil. eng. sci.* Dagnija Blumberga
asoc. prof. *Dr. ģeogr.* Zaiga Krišjāne
asoc. prof. *Dr. ģeogr.* Agrita Briede

Promocijas darba atklātā aizstāvēšana notiks LU Vides zinātnes promocijas padomes sēdē 2007. gada 20. aprīlī plkst. 10:00 Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē Rīgā, Alberta ielā 10, Jāņa un Elfrīdas Rutku auditorijā (313. telpa).

Ar promocijas darbu var iepazīties LU Zinātniskajā bibliotēkā Rīgā, Kalpaka bulvārī 4 un Akadēmiskajā bibliotēkā, Lielvārdes ielā 4.

Atsauksmes sūtīt:

Dr. biol. Guntai Sprinģei, Latvijas Universitāte, Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, Raiņa bulvāris 19, LV-1586, Rīga. Fakss: +371 7332704, e-pasts: gunta.springe@lu.lv

Vāka attēla motīvs no www.welltempered.net

SATURS

Ievads

1. Literatūras apskats

- 1.1. Ūdeņu ķīmiskā sastāva pētījumi Latvijā
- 1.2. Virszemes ūdeņu sastāva izpētes metodoloģijas attīstība

2. Materiāli un metodes

- 2.1. Pētījumā izmantotās datu bāzes
- 2.2. Datu statistiskās apstrādes metodes
 - 2.2.1. Statistikas pamatlielumu aprēķināšana
 - 2.2.2. Korelācijas metodes
 - 2.2.3. Regresijas metodes
 - 2.2.4. Faktoranalīze un galveno komponentu analīze
 - 2.2.5. Ūdeņu ķīmiskā sastāva ilgtermiņa mainības analīzes metodes
 - 2.2.6. MESAW modeļa izmantošana biogēno elementu slodžu un aizturēšanas aprēķināšanā

3. Rezultāti un to apspriešana

- 3.1. Latvijas virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva raksturojums
 - 3.1.1. Latvijas virszemes ūdeņu ķīmiskais sastāvs
 - 3.1.2. Latvijas virszemes ūdeņu izpētes metodoloģija un to klasifikācijas iespējas
- 3.2. Biogēno elementu saturs un to ietekmējošie faktori Latvijas virszemes ūdeņos
 - 3.2.1. Slāpekļa savienojumi
 - 3.2.2. Fosfora savienojumi
- 3.3. Ūdeņu ķīmiskā sastāva ilgtermiņa mainības raksturs Latvijā
- 3.4. Biogēno elementu plūsmu novērtēšana
 - 3.4.1. Sateces baseina raksturlielumu ietekme uz biogēno elementu saturu
 - 3.4.2. Biogēno elementu slodžu un to aizturēšanas novērtējums Latvijas upju sateces baseinos

Secinājumi

Pateicības

Literatūra

IEVADS

Virszemes ūdeņu ķīmiskais sastāvs uzskatāms par visai jutīgu rādītāju, kas atspoguļo dažādus apstākļus ūdenstilpes sateces baseinā – ģeoķīmiskos, ģeoloģiskos, hidroloģiskos un bioloģiskos procesus, kā arī antropogēnās slodzes intensitāti, turklāt šo procesu relatīvā ietekme uz ūdeņu sastāva veidošanos var visai ievērojami atšķirties. Ņemot vērā virszemes ūdeņu kvalitātes nozīmību, svarīgi ir iegūt priekšstatu par to sastāvu un veidošanos ietekmējošiem faktoriem. Ģeoloģiskā uzbūve, hidroģeoloģiskie apstākļi, klimats, zemes lietojuma raksturs un intensitāte, kā arī antropogēnā piesārņojuma līmenis Latvijā ievērojami atšķiras no situācijas citās Eiropas valstīs, tāpēc citur veikto pētījumu rezultāti nav tieši izmantojami vides procesu analīzei Latvijā. Jāatzīmē arī ievērojamās atšķirības ekosistēmu struktūrā atkarībā no antropogēnās slodzes, kurai tās pakļautas. Latvijā ir iespējas veikt pētījumus relatīvi maz ietekmētā dabas vidē, lai izprastu vidi piesārņojošo vielu aprites raksturu un salīdzinātu to ar šo pašu procesu norisi piesārņotā vidē. Tas nosaka promocijas darba rezultātu nozīmību pasaulē veikto pētījumu kontekstā. No otras puses, Latvijā ir veikti diezgan plaši un ilgstoši ūdeņu ķīmiskā sastāva pētījumi un ūdeņu biocenotiskās struktūras analīze, tomēr nepieciešams šo pētījumu apkopojums un kritiska izvērtēšana. Tāpat līdz šim Latvijā relatīvi maz ir izmantotas matemātiskās modelēšanas iespējas, kas ļauj analizēt vielu plūsmas sateces baseinu un apakšbaseinu līmenī, kā arī noteikt cilvēka darbības rezultātā radīto slodzi uz virszemes ūdeņu kvalitāti.

Darba mērķis ir raksturot Latvijas virszemes ūdeņu ķīmisko sastāvu un pētīt faktorus, kas to ietekmē.

Darba galvenie uzdevumi:

- ∞ apkopot un izvērtēt esošo informāciju par virszemes ūdeņu kvalitāti Latvijā un izveidot ūdeņu ķīmiskā sastāva datu bāzes;
- ∞ analizēt virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva izmaiņas telpiskā griezumā, kā arī ilgtermiņa izmaiņas;
- ∞ izvērtēt faktorus, kas nosaka virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva veidošanos un vielu plūsmas sateces baseinos;
- ∞ veikt biogēno elementu plūsmu novērtēšanu Latvijas upju baseinos, izmantot modelēšanas metodes.

Darba novitāte:

- ☞ pirmo reizi apkopota un analizēta esošā informācija par ūdeņu kvalitāti Latvijas upēs un ezeros, izmantojot starptautiski atzītas statistiskās un grafiskās datu apstrādes metodes;
- ☞ izmantojot modelēšanas metodi, novērtētas biogēno elementu plūsmas, to avoti un aizturēšanas apjomi Latvijas upju baseinos;
- ☞ izvērtēts Latvijas upju ūdeņu ķīmiskā sastāva ilgtermiņa mainības raksturs.

Promocijas darba rezultātu aprobācija

- ☞ *Pētījuma rezultāti ir publicēti:*

zinātniskajos žurnālos

1. Kļaviņš M., Rodinov V., Kokorīte I., Frisk T. (2005) Long-term changes of aquatic chemistry with respect to river runoff and contaminant loading changes in Latvia. *Proc. Latv. Acad. Sci., ser. B* 59(5), 175–182
2. Briede A., Kokorīte I., Kļaviņš M., Druvietis I. (2005) Daugava River Case Study – Latvia. In: Russo R., Lekevičius R. (eds.) Modeling nutrient loads and response in river and estuary systems. NATO/CCMS Pilot Study Final Report No. 271, pp. 223–256
3. Kokorīte I., Kļaviņš M. (2003) Runoff of dissolved organic carbon from the territory of Latvia and controlling factors. *Folia Geographica* 11, 44–52
4. Stālnacke P., Grimvall A., Libiseller C., Laznik M., Kokorīte I. (2003) Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *J. Hydrol.* 283, 184–205
5. Kļaviņš M., Briede A., Rodinov V., Kokorīte I., Frisk T. (2002) Long-term changes of river runoff in Latvia. *Boreal Env. Res.* 7(4), 447–456
6. Kļaviņš M., Rodinov V., Kokorīte I., Kļaviņa I., Apsīte E. (2001) Long-term and seasonal changes in chemical composition of surface waters in Latvia. *Environ. Monit. Assess.* 66, 233–251
7. Kļaviņš M., Briede A., Rodinov V., Kokorīte I., Parele E., Kļaviņa I. (2000) Heavy metals in rivers of Latvia. *Sci. Total Environ.* 262, 175–183
8. Kļaviņš M., Rodinov V., Kokorīte I., Kļaviņa I. (1999) Chemical composition of surface waters of Latvia and runoff of dissolved substances from the territory of Latvia. *Vatten* 55, 97–108
9. Rodinov V., Kokorīte I., Kļaviņa I., Kļaviņš M., Apsīte E. (1999) Quality of surface waters of Latvia: Seasonal changes of surface water chemical composition. *Proc. Latv. Acad. Sci., ser. B* 53(2), 73–80

monogrāfijās

1. Kļaviņš M., Rodinovs V., Kokorīte I. (2002) Chemistry of Surface Waters in Latvia. Rīga:LU, 286 pp
2. Frisk T., Kļaviņš M., Rodinov V., Kokorīte I., Briede A. (2002) Long-term Changes of Hydrologic Regime and Aquatic Chemistry in Inland Waters of

Latvia. The Finnish Environment, Tampere:Pirkanmaa Regional Environment Centre.

☞ *Autore ziņojusi par pētījuma rezultātiem piecās konferencēs:*

1. Latvijas Universitāte, 62. zinātniskā konference, Rīga – 03.02.2004.
Kokorīte I. (2004) Organisko vielu saturs Latvijas upju ūdeņos un to ietekmējošie faktori. LU zinātniskās konferences tēzes. Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu sekcija. LU, Rīga. 210. lpp
2. Annual meeting of the Water Chemical Society – Division of the German Chemical Society, Stade, Germany – 26.–28.05.2003.
Kokorīte I., Kļaviņš M., Rodinov V. (2003) Flows of DOC from territory of Latvia and factors controlling it. In: Jahrestagung 2003. Wasserchemische Gesellschaft, Stade, Deutschland, 227–231
3. Workshop No.5. Modeling nutrient loads and response in river and estuary systems NATO/CCMS Pilot study, Malaga, Spain – 03.–07.03.2003.
Kokorīte I., Briede A. Report: The nutrient loads and source analysis in the River Daugava basin
4. Latvijas Universitāte, 61. zinātniskā konference, Rīga – 05.02.2003.
Kokorīte I. (2003) Virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva klasifikācija Latvijā. LU zinātniskās konferences tēzes. Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu sekcija. LU, Rīga
5. XXII Nordic Hydrological Conference, Roros, Norway – 04.–07.2002.
Kļaviņš M., Rodinov V., Kokorīte I., Frisk T (2002) Long-term changes of river discharge regime and aquatic chemistry in Latvia. In: Nordic Hydrological Programme Report No. 47, 311–320.

1. LITERATŪRAS APSKATS

1.1. ŪDEŅU ĶĪMISKĀ SASTĀVA PĒTĪJUMI LATVIJĀ

Ūdeņu sastāva izpētes pirmsākumi Latvijā meklējami 19. gadsimtā pēc analītiskās ķīmijas attīstīšanās un hidroloģijas pētījumu uzsākšanas. Sākotnēji ūdeņu ķīmiskā sastāva analīzes tika veiktas ārzemju laboratorijās, piemēram, Vācijā, bet Latvijā veikt šādas analīzes kļuva iespējams tikai pēc Rīgas Politehniskā institūta nodibināšanas 1864. gadā. Neraugoties uz to, ka institūtā bija spēcīgi attīstīts analītiskās ķīmijas novirziens, ūdeņu kvalitātes pētījumus pirmie aizsāka biologi un inženieri, galvenokārt pētot praktiski nozīmīgus jautājumus (Kļaviņš et al., 2002). Jau 1861. gadā publicētajā Latvijas ģeoloģijas aprakstā (Grewingk, 1861) minēts, ka vairāku ezeru tilpums un citi morfoloģiskie rādītāji ir mainījušies laika gaitā un ka tas ir ietekmējis ūdeņu kvalitāti.

Jauns posms virszemes ūdeņu izpētē sākās līdz ar straujo industrializāciju un pilsētu attīstību 20. gs. sākumā, kad strauji pieauga ūdens patēriņš gan iedzīvotāju, gan rūpnieciskajām vajadzībām. Šajā laikā tika uzsākti Rīgas tuvumā esošo ezeru intensīvi pētījumi, ņemot vērā to nozīmi rekreācijā (Blacher, 1908) un ūdensapgādē (Doss, 1887). Vienlaikus attīstījās arī citu Latvijas ezeru pētījumi, piemēram, ģeoloģiskās uzbūves, morfoloģijas, hidroloģiskā režīma un biotas apsekojumi (Mühlen, 1905; 1913). Šajā laikā daudzus pētījumus atbalstīja Rīgas dabas pētnieku biedrība, kam bija plaši kontakti ar vadošajiem zinātniskajiem centriem Rietumeiropā un kas nodrošināja rakstu krājumu "*Arbeiten des Naturforscher-Vereins zu Riga*" izdošanu (Kļaviņš et al., 2002).

Pirmo plašāko pētījumu par Latvijas virszemes ūdeņu ķīmisko sastāvu veicis F. Ludvigs (Ludwig, 1908). Savā darbā viņš sniedzis vairāku Rīgas apkaimes ezeru detalizētu morfometrisko aprakstu, pētījis to ūdeņu temperatūras režīmu, ūdeņu ķīmisko sastāvu un bioloģiju. No ūdens ķīmisko sastāvu veidojošiem komponentiem F. Ludvigs, izmantojot ar mūsdienīgām analīzes metodēm salīdzināmas pieejas, noteicis gan galvenos neorganiskos jonus, gan arī slāpekļa savienojumus, skābekli un organisko vielu saturu raksturojošos parametrus (1.1. tab.). Jau agrīnie pētījumi liecina par ūdeņu kvalitātes problēmām, kas rodas piesārņojošo vielu akumulācijas rezultātā (Ludwig, 1908).

Rīgas apkārtnes ezeru ķīmiskais sastāvs (mg/l), (Ludwig, 1908)

Ezers	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	SiO ₂	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	Fe ₂ O ₃	Cietība, dH ⁰
Venču	2,7	2,2	0,9	1,4	6,7	1,9	0,6	0,4	0,27
Kaņieris	4,9	90,7	3,4	2,4	2,7	132,4	24,6	0,1	16,0
Ķīšezers	9,6	12,2	4,1	2,4	9,6	46,4	13,0	1,3	4,7
Juglas	5,9	15,4	5,5	2,4	7,8	51,4	14,3	1,0	4,7
Lielais Baltezers	9,0	6,6	3,7	2,0	8,7	48,1	12,5	0,3	4,9
Mazais Baltezers	2,7	7,5	3,9	1,7	15,0	54,4	14,0	0,2	6,0
Langstiņu	2,6	6,5	4,0	2,6	6,4	0,8	0,6	0,1	0,15

Nākamais posms virszemes ūdeņu izpētē saistās ar Latvijas dabas izpēti Latvijas Republikas pastāvēšanas laikā (1918.–1940.) un tajā izdalāmi trīs galvenie pētījumu virzieni (Kļaviņš et al., 2002):

- 1) minerālūdeņu analīzes;
- 2) virszemes ūdeņu kvalitātes pētījumi un limnoloģijas aizsākumi Latvijā;
- 3) dzeramā ūdens kvalitātes pētījumi.

No šī perioda zinātniekiem vispirms jāmin P. Nomals, kas veicis plašus un atzītus pētījumus par purvu izcelšanos un attīstību, kā arī analizējis purvu ezeru ūdeņus (Nomals, 1931; 1932; 1935). Sistemātiski iekšzemes ūdeņu pētījumi Latvijā aizsākti 1925. gadā, kad tika nodibināta Latvijas Universitātes Hidrobioloģiskā stacija. Ezeru fiziski ģeogrāfiskie apraksti, to morfometrijas, kā arī planktona un ihtiofaunas pētījumi tika publicēti periodiskajā izdevumā “*Folia Zoologica et Hydrobiologica*”, kas iznāca no 1929. līdz 1940. gadam (Kļaviņš et al., 2002). E. Zariņš un V. Ozoliņš (1936; 1941) bija pirmie, kas analizēja Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes ūdeņu ķīmisko sastāvu. I. Saule–Sleinis 1937. gadā publicēja plašu pārskatu par Latvijas upēm (Saule–Sleinis, 1937), savukārt L. Slaucītāja galvenais pētījumu objekts Latvijā bija ezeri (Slaucītājs, 1935; 1937; 1938). Nozīmīgus upju hidroloģiskā režīma pētījumus veica P. Stakle, turklāt viņa darbu rezultāti tika izmantoti Ķeguma HES celtniecībā (Stakle, 1930; 1933a). P. Stakle (1933b; 1936) ir pētījis arī Baltijas jūras un Rīgas līča hidroloģisko režīmu: ūdens līmeņa mainību, jūras straumes un sanešu kustību un ledus režīmu. Jaunu posmu ūdeņu bioloģijas pētījumos aizsāka H. Skuja un B. Bērziņš, kas uzskatīja bioloģiskos faktorus par vienu no galvenajiem indikatoriem ūdeņu kvalitātes novērtēšanā (Bērziņš un Sizovs, 1943; Bērziņš, 1948; Skuja, 1934).

Tomēr H. Skujas galvenais pētījumu objekts bija aļģes, viņš ne tikai atklāja jaunas aļģu sugas, bet arī pētīja to ekoloģiju un sistemātiku (Skuja, 1931; 1976).

Pēc Otrā pasaules kara ūdeņu pētījumi tika attīstīti, uzsākot pastāvīgus virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva novērojumus (kopš 1946. gada), laika gaitā tos pakāpeniski paplašinot – iekļaujot gan jaunus novērojumu punktus, gan arī jaunus ķīmiskā sastāva parametrus. Pēckara periodā tika izvērsti arī ļoti plaši un kompleksi virszemes ūdeņu hidrobioloģiskie un hidroķīmiskie pētījumi, kuru mērķis bija izvērtēt ūdeņu izmantošanas iespējas zivsaimniecībā (Пэр, 1960) vai sniegt atzinumus dažādu hidrotehnisku būvju celšanai (Шкинчис, 1974). Šajā laikā tika pētīta arī pazemes ūdeņu kvalitāte un ķīmiskais sastāvs (Vītiņš, 1947), bet pirms tam apjomīgi pētījumi veikti par Ķemeru un Baldones apkārtnes sērūdeņiem (Vītiņš, 1940; 1941).

1951. gadā tika nodibināts Bioloģijas institūts, kas kļuva par galveno ūdeņu kvalitātes pētījumu centru Latvijā, ietverot gan hidrobioloģisko, gan hidroķīmisko pētījumu virzienus. Pēckara pētījumu rezultātus limnoloģijā apkopojis Z. Spuris (1964). 1965. gadā nodibināta Bioloģijas institūta Hidrobioloģijas laboratorija, kurā tika attīstīti arī virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva pētījumi. 60. gadu beigās tika uzsākti pētījumi par ⁹⁰Sr migrācijas un akumulācijas procesiem ūdensaugos, planktonā un ezeru nogulumos (Калниня и Осипенко, 1969; Калниня, 1970). Galvenie Hidrobioloģijas laboratorijas pētījumu virzieni bija Daugavas hidroķīmisko un bioloģisko procesu izpēte (1969. – 1972. g.), Latvijas mazo upju izpēte (1972. – 1980. g.), ezeru izpēte (1988. – 1996. g.), kā arī ūdeņu piesārņojuma novērtēšana un ūdeņu kvalitātes kritēriju izstrāde (1982. – 1990. g.) (Kļaviņš et al., 2002). Šo pētījumu rezultātā tika iegūta vērtīga informācija par upju un ezeru morfometriju, hidroloģisko režīmu, ūdensaugiem, planktonu, bentosu un zivju faunu (Spuris, 1964; Leinerte, 1985), kā arī novērtēta antropogēnā ietekme uz hidroekosistēmām (Гидробиологический режим малых рек..., 1981). Plašie un kompleksie pētījumi ļāvuši rast jaunu izpratni par ūdeņu kvalitātes mainību un cilvēka darbības ietekmi uz to. 60. gados tika veikti pētījumi, kuru gaitā pirmo reizi novērtēts virszemes ūdeņu pašattīrīšanās potenciāls un procesi, kas ietekmē piesārņojošo vielu sadalīšanos (Кумсапе, 1967). Tāpat veikti Latgales augstienes ezeru apsekojumi, kuru rezultātā novērtētas ezeru ekosistēmu izmaiņas pieaugošas antropogēnās slodzes ietekmē (Трансформация органического и биогенных веществ..., 1989; Трансформация органического и биогенных веществ..., 1989).

Virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva pētījumu rezultātus, kas iegūti 50. un 60. gados, apkopojis E. Auniņš (Ауниньш, 1961; 1967; 1969), pētot kopsakarības starp ūdens ķīmiskā sastāva komponentiem un sniedzot Latvijas lielāko upju ūdeņu ķīmiskā sastāva raksturojumu. Daugavas un Lielupes hidroķīmisko režīmu un to ietekmējošos faktorus ir pētījusi arī M. Matisone (Матисоне, 1959; 1961; 1963).

Plašus pētījumus par Latvijas ezeriem veikusi F. Pera (Пэр, 1960; 1962; 1963). Viņa analizējusi ezeru ūdeņu ķīmisko sastāvu, temperatūras režīmu, kā arī izveidojusi Latvijas ezeru tipoloģiju pēc to atrašanās vietas virs jūras līmeņa (Pera un Ramane, 1959).

60. un 70. gados Latvijas virszemes ūdeņu hidroloģisko režīmu ir pētījusi L. Glazačeva (Глазачева, 1967). Pētniece veikusi upju iedalījumu pēc to termiskā režīma un izstrādājusi hidroloģisko rajonēšanu Latvijas teritorijai (Глазачева, 1980). Šajā laikā tika veikti pētījumi par hidroloģiskā režīma ilgtermiņa izmaiņām un cilvēka ietekmi uz hidroloģisko režīmu (Глазачева и Лазник, 1989a), īpaši par Daugavas HES kaskāžu ietekmi uz upes hidroloģisko un ekoloģisko stāvokli (Глазачева и Лазник, 1989b). A. Pastors ir analizējis upju hidroloģiskā režīma mainību (Пасторс, 1966), veicis ūdens un siltuma bilances aprēķinus Rīgas līcim (Пасторс, 1967), kā arī pētījis ledus režīmu Rīgas līcī un Latvijas upēs (Пасторс, 1987). J. Proboks (Пробокс, 1984; 1987) pētījis hidrodinamiskos procesus Daugavas ūdenskrātuvēs un antropogēno ietekmi uz upju hidroloģisko režīmu. Jelgavas Lauksaimniecības universitātē tika attīstīti pētījumi par hidrotehnisko būvju un meliorācijas sistēmu ietekmi uz hidroloģisko režīmu (Шкиннис, 1974).

80. un 90. gados plašākus pētījumus par Latvijas virszemes ūdeņu ķīmisko sastāvu, galveno izšķīdušo jonu koncentrāciju ilgtermiņa izmaiņām un reģionālajām atšķirībām veicis M. Lazņiks (Лазник и др., 1988; Лазник и Тарапата, 1989b; Лазник и Юрпик, 1990). Viņš novērtējis neorganisko jonu noteci no Latvijas teritorijas (Лазник и Тарапата, 1987a; 1987b; 1989a), biogēno elementu saturu (Лазник и Циркунов, 1990) un organisko vielu saturu (Лазник, 1986; 1987a; 1987b; 1987c). Šajā laikā novērtētas arī mikroelementu koncentrācijas Latvijas virszemes ūdeņos un to notece (Вилигур и Муравский, 1978; Вилигур и Лазник, 1989).

Bioloģijas institūta Hidrobioloģijas laboratorijā paralēli ūdeņu kvalitātes ķīmiskajiem apsekojumiem (Rodinovs, 1987) veikti hidrobioloģiskie pētījumi. P. Cimdiņš analizējis Latvijas mazo upju biocenozes (Биоценотическая структура малых рек, 1989), pilnveidojis virszemes ūdeņu monitoringa sistēmu un panācis, ka

bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas koncepcija tiek ieviesta vides pārvaldībā (Cimdiņš, 1995; 2001). G. Sprinģe (Sprinģe, 1995; Sprinģe et al., 1999) veikusi ūdenstilpju mikrobioloģiskos un ekoloģiskos pētījumus, kā arī novērtējusi virszemes ūdeņu piesārņojumu pēc mikrobioloģiskajiem indikatoriem. E. Parele pētījusi zoobentosa organismu sugu sastāvu, to dinamiku un iespējas izmantot zoobentosa organismus, īpaši mazsaru tārpus kā vides kvalitātes indikatorus (Пареле и Астапенюк, 1975; Пареле, 1975). Fitoplanktona un perifitona sugu sastāvu un izmaiņas pētījis I. Druvietis (Druvietis, 1992; Druvietis et al., 1998). 90. gados veikti intensīvi hāru ezeru (Briede, et al., 2000; Sprinģe et al., 2000) un purvu ezeru hidrobioloģiskie un hidroķīmiskie pētījumi (Klavins et al., 1996; Druvietis et al., 1998). M. Kļaviņš un E. Apsīte pētījuši organisko vielu saturu iekšzemes ūdeņos (Apsīte and Kļaviņš, 1998, Apsīte, 1999), ūdeņu humusvielu īpašības un to struktūru (Kļaviņš, 1998). Šajā laikā novērtēts arī ūdenstilpju piesārņojums ar smagajiem metāliem (Kļaviņš et al., 1995; 1998b; 2000) un noturīgajām vidi piesārņojošām vielām (Kļaviņš et al., 1998a).

A. Jurkovskis un A. Andrušaitis ir pētījuši biogēno elementu apriti un akumulāciju Baltijas jūrā un Rīgas līcī (Yurkovskis and Kostrichkina, 1985; Yurkovskis, 1992; Yurkovskis et al., 1993), novērtējuši eitrofikācijas procesus Rīgas līcī (Yurkovskis, 1998; Olsen et al., 1999). J. Aigars veicis pētījumus par biogēno elementu un organisko vielu bioģeoķīmisko apriti Baltijas jūrā (Aigars, 2001; Aigars and Carman, 2001). 90. gados veikti arī pētījumi par smago metālu izplatību Baltijas jūras nogulumos (Seisuma and Kuļikova, 1999) un to akumulāciju biotā (Kuļikova and Seisuma, 1998). Zooplanktona organismu sugu sastāvu un ilgtermiņa un sezonālās izmaiņas analizējusi A. Ikauniece (Ikauniece and Ceitlina, 1998; Yurkovskis et al., 1999). M. Balode un līdzstrādnieki (1998; 1999) pētījuši fitoplanktona sugu sastāvu un izplatību Rīgas līcī, kā arī biogēno elementu un organisko vielu ietekmi uz aļģu attīstību.

Salīdzinoši nesen hidroloģijas un ūdeņu kvalitātes pētījumos tiek izmantotas modelēšanas metodes. A. Zīverts ir attīstījis matemātiskos modeļus hidroloģisko aprēķinu veikšanai Latvijā, lietojis tos, aprēķinot upju noteci un novērtējot meliorācijas ietekmi uz upju hidroloģisko režīmu (Krams and Zīverts, 1993; Zīverts and Jauja, 2000). J. Senņikovs un U. Bethers (1995; 2000) izmantojuši matemātiskos modeļus, lai analizētu hidroloģiskos, hidrodinamiskos procesus un fizikālo parametru (temperatūras un sāļuma) izmaiņas Daugavas ūdenskrātuvēs un Rīgas līcī.

Latvijas Lauksaimniecības universitātes zinātnieki ir izstrādājuši un veic lauksaimniecības noteču monitoringu, pēta lauksaimniecības un meliorācijas ietekmi uz ūdeņu kvalitāti (Jansons et al., 1998; 2002; 2003; Vagstad et al., 2000).

Kopš 60. gadu beigām līdz mūsdienām ir veikts ļoti daudz fundamentālu un izmantojamu zinātnisko pētījumu gan par ūdeņu ķīmisko sastāvu, gan arī par to bioloģisko kvalitāti. Pašreizējo Latvijas virszemes ūdeņu kvalitātes pētījumu un apsekojumu nepieciešamību nosaka pieaugošais pieprasījums pēc vides informācijas, lai ieviestu ES vides kvalitātes standartus un attīstītu efektīvu vides monitoringa, pārvaldības un apsaimniekošanas sistēmu.

1.2. VIRSZEMES ŪDEŅU SASTĀVA IZPĒTES METODOLOĢIJAS ATTĪSTĪBA

Virszemes ūdeņu izpētes un monitoringa programmu ietvaros parasti analizē galveno neorganisko jonu, biogēno elementu, organisko vielu saturu raksturojošo parametru koncentrācijas, kā arī smago metālu, noturīgo organisko piesārņojošo vielu saturu. Virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva datiem ir raksturīga liela mainība, ko nosaka daudzi faktori: sateces baseina ģeoloģiskā uzbūve, nokrišņu daudzums un to sastāvs, sateces baseina topogrāfija, virszemes notece, gruntsūdeņu pieplūde un to sastāvs, cilvēka saimnieciskā darbība, bioloģiskie procesi u. c. Turklāt ūdeņu ķīmiskā sastāva analīžu rezultātus ietekmē dažādas nejaušības gan paraugu ievākšanā un uzglabāšanā, gan arī kļūdas paraugu analīzes gaitā.

Ūdeņu sastāva datu rindām ir raksturīgas daudzas īpatnības, kas jāņem vērā, izvēloties piemērotāko datu apstrādes metodi ūdeņu sastāva izvērtēšanai (pēc Helsel and Hirsch, 1992):

- liels novērojumu apjoms (bieži pieejami ilggadēji novērojumi) un analizēto parametru skaits (gan noteikto parametru daudzveidība, gan analīžu rezultāti no daudzām novērojumu stacijām);

- atšķirīga iegūto datu kvalitāte, ko var ietekmēt paraugu ievākšanas gaitā veidojušās kļūdas, paraugu analīzes, datu apstrādes un citas kļūdas, analīzē izmantoto metožu jutība un precizitāte;

- eksistē „izlecošas” vērtības, t. i., atsevišķi paraugi, kuros ir ievērojami augstāka kādas vielas koncentrācija nekā vidēji datu rindā un to nosaka nevis analītiskās kļūdas, bet dabiski procesi;

- raksturīga augsta nosakāmo parametru vērtību sezonālā mainība, ilgtermiņa mainība, kā arī ūdens sastāva ingredientu augstā jutība pret īstermiņa ietekmēm (piemēram, notekūdeņu ieplūdi, bezskābekļa vides izveidošanos zemledus apstākļos);

- ūdeņu sastāva novērojumu datu kopu specifiskās īpašības, piemēram, neatbilstība datu normālsadalījuma likumsakarībām, bieži sastopamas iztrūkstošās vērtības, daudzu parametru savstarpēja korelācija.

Ūdeņu sastāva datu kopu īpašības nosaka iespējas veikt to statistisko analīzi, izvērtējumu, kā arī ietekmē to metožu spektru, kas var tikt izmantotas datu analīzei. Jāatzīmē tas, ka nereti ūdeņu sastāva ekspertnovērtējums var kalpot par pamatu sekmīgai ūdeņu sastāvu raksturojošo datu analīzei.

Virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva izpētes metodoloģija, kas tiek izmantota mūsdienās, ir attīstījusies ilgā laika posmā un līdz ar to satur daudzu gadu pētījumu pieredzi un rezultātus. Virszemes ūdeņu izpēte aizsākās ar to ķīmiskā sastāva analīzes metožu adaptāciju un aprobāciju, kas vēlāk radīja izpratni par nepieciešamību virszemes ūdeņu izpētē izmantot standartizētas analīzes metodes (piemēram, ASV standartmetodes, ISO, LVS standarti), ūdeņu ķīmiskā sastāva analīžu kvalitātes vadību un kontroli, lai nodrošinātu rezultātu ticamību, kā arī to, lai dažādās laboratorijās iegūtie rezultāti būtu salīdzināmi (Pričarda, 1998).

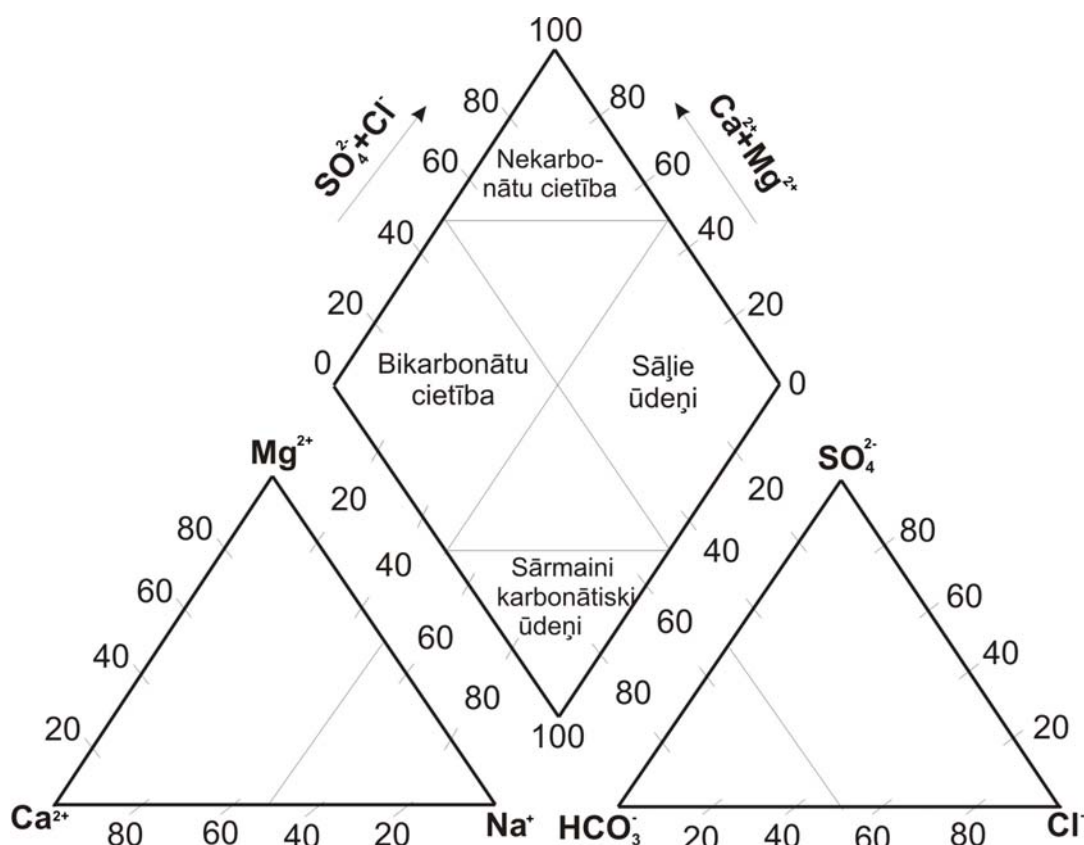
Uzkrājoties informācijai par ūdeņu ķīmiskā sastāva analīžu rezultātiem un pieaugot nosakāmo parametru skaitam, radās nepieciešamība izstrādāt pieejas ūdeņu sastāva datu statistiskai analīzei. Ūdeņu sastāva datu izvērtēšanai izmantojamās statistiskās metodes izvērsti aprakstītas vairākās monogrāfijās (piemēram, Haan, 1977; Crawford et al., 1983; Gilbert, 1987; Helsel and Hirsch, 1992; Hounslow, 1995), tomēr, neskatoties uz pieminēto metožu daudzpusību un lielo skaitu, ūdeņu pētījumos joprojām plašāk lieto relatīvi nelielu skaitu no potenciāli izmantojamām pieejām, ko nosaka ūdeņu sastāva datu rindu īpatnības. Korelācijas analīze, faktoranalīze, diskriminantanalīze, kā arī lielākā daļa klasisko statistikas testu (ieskaitot ticamības līmeņu aprēķinus) pieņem, ka analizējamie dati atbilst normālsadalījumam vai log–normālsadalījumam. Tomēr ūdeņu ķīmiskā sastāva datu rindas visbiežāk neatbilst šiem sadalījumiem, un pat pēc datu transformācijas metožu izmantošanas dati ne vienmēr atbilst normālsadalījumam (Reimann and Filzmoser, 2000), tāpēc ir nepieciešams rūpīgi izvērtēt gan datu rindu īpašības, gan analīzei izmantojamās metodes. Datu rindu īpašību izvērtēšanai izmantojamas to vidējās vērtības, dispersiju raksturojošie parametri (standartnovirze, asimetrijas rādītājs, mediānas absolūtā novirze), kā arī grafiskās metodes – punktu diagrammas, histogrammas, frekvenču sadalījuma attēlojums un citas pieejas, kuru izmantošana ir ikdienas prakses elements ūdeņu sastāva novērtējumos (Reimann and Filzmoser, 2000). Tāpat eksistē vairāki statistiskie testi datu sadalījuma noteikšanai, kuros ūdeņu kvalitātes datu rinda tiek salīdzināta ar references datu rindu, kas atbilst zināmam sadalījumam (piemēram, normālsadalījumam). Plašāk izmantotie ir Kolmogorova–Smirnova tests (Smirnov, 1948), hī kvadrāta kritērijs (*chi-square*) (Conover, 1980) un Šapiro–Vilka tests (Shapiro and Wilk, 1965).

Par risinājumu, kas ir saglabājis savu aktualitāti arī mūsdienās, var uzskatīt dažādu ūdeņu sastāva grafiskās analīzes metožu izmantošanu. Grafiskās metodes var

sniegt pirmo informāciju par datu rindu struktūru un sadalījumu, piemēram, izkliedes diagrammas plaši izmanto datu rindu caurskatīšanai, lai atklātu „izlecošās” vērtības. Histogrammas, kumulātas, varbūtību sadalījuma līknes un citas metodes lieto, lai pārbaudītu datu atbilstību normālsadalījumam vai log–normālsadalījumam (Reimann and Filzmoser, 2000).

Grafiskās analīzes metodes ļauj spriest arī par ūdeņu ķīmisko sastāvu, piemēram, galveno jonu saturu paraugā. Plašāk no ūdeņu ķīmiskā sastāva grafiskās analīzes metodēm tiek izmantota 1944. gadā izstrādātā Paipera diagramma (Piper, 1944). Šajā diagrammā grafiski tiek attēlots galveno katjonu (Ca^{2+} , Mg^{2+} un Na^+) un anjonu (HCO_3^- , Cl^- un SO_4^{2-}) saturs ūdeņos (1.1. att.). Rombveida diagrammā analīžu rezultātus var attēlot ar aplīti, kur apļa lielums ir proporcionāls kopējam izšķīdušo vielu saturam. Ja ūdens parauga analīžu rezultāti projicējas rombeida diagrammas augšējā stūrī, tad ūdenim raksturīga nekarbonātu cietība, t. i., augsts kalcijs, magnijs, hlorīdu un sulfātjonu saturs. Ūdeņiem, kas attēloti rombeida diagrammas kreisajā stūrī, raksturīga bikarbonātu cietība, jo tajos ir augstas kalcijs, magnijs un hidroģēnkarbonātu koncentrācijas, ko nosaka galvenokārt dolomītu un kalcītu saturošu iežu dēdēšanas procesi. Diagrammas labajā stūrī projicējas sāļie ūdeņi ar augstu nātrija, kālija, hlorīdu un sulfātjonu saturu, savukārt diagrammas apakšējā stūrī tiek attēloti ūdeņi ar augstu nātrija, kālija, hidroģēnkarbonātu un karbonātu saturu.

Ja pētniekiem ir pieejama ūdeņu ķīmiskā sastāva analīžu sērija, tad, izmantojot Paipera diagrammu, iespējams spriest arī par ūdeņu sastāva izmaiņām un procesiem, kas to ietekmē, piemēram, par divu atšķirīgu ūdeņu tipu sajaukšanos (jūras ūdeņu intrūzija vai gruntsūdeņu pieplūde), dažādu iežu dēdēšanas intensitātes izmaiņām, kalcīta izgulsnēšanos, jonu apmaiņas reakcijām un citiem procesiem (Hounslow, 1995).



1.1. attēls. Dažādu ūdeņu tipu attēlojums Paipera diagrammā (pēc Hounslow, 1995).

Ūdeņu ķīmiskā sastāva grafiskās analīzes metodes ir attīstījušās tālāk, un mūsdienās tiek izmantotas arī Šellera, Durova, radiālās, Štifa un citas diagrammas, kur, tāpat kā Paipera diagrammā, tiek attēlots dažādu jonu saturs ūdeņos. Šellera diagrammā (1955) uz abscisu ass tiek atzīmēti joni, bet uz logaritmiskās ordinātu ass – attiecīgo jonu koncentrācijas miligramekvivalentos litrā. Štifa diagrammā tiek attēlotas trīs galveno katjonu un trīs anjonu koncentrāciju (meq/l) vērtības, un šī diagramma ļauj vizuāli salīdzināt dažādus ūdeņus. Ūdeņu sastāva grafiskās analīzes metodes tiek izmantotas arī ūdeņu klasifikācijas un tipoloģijas jautājumu risināšanai (Schneider et al., 2003).

Lai pētītu virszemes ūdeņu ķīmisko sastāvu ietekmējošos faktoros un to nozīmi, plaši izmanto daudzfaktoru statistiskās analīzes metodes: faktoranalīzi, galveno komponentu analīzi, klāsteranalīzi, arī daudzfaktoru korelācijas un daudzfaktoru regresijas metodes (1.2. tab.). Faktoranalīze ietver sevī vairākas statistikas metodes, kuru galvenais uzdevums ir atrast nedaudzus ‘faktoros’, ar kuru palīdzību varētu izskaidrot datu dažādību, kā arī atklāt kopsakarības starp datiem (Jöreskog and

Sörbom, 1979), kas savukārt varētu norādīt uz noteiktiem dabiskiem vai antropogēniem procesiem pētāmajā teritorijā. Faktoranalīzes metožu pamatā izmanto korelācijas vai kovariances matricas, lai samazinātu mainīgo skaitu. Tā rezultātā, piemēram, divi mainīgie parametri, kas cieši korelē, savā starpā tiek aizvietoti ar vienu ‘faktoru’. Faktoranalīzes metožu izmantošana datu rindām, kas neatbilst normālsadalījumam, ir ierobežota, tāpēc vispirms ir jāveic datu rindu transformācija, kā arī standartizācija, lai piešķirtu visiem mainīgajiem vienādu svaru. “Izlecošās” vērtības ir vai nu jāizslēdz no analīzes, vai arī jāizvēlas tāda faktoranalīzes metode, kas ir noturīga pret šādām vērtībām. Tāpat arī nehomogēnas datu kopas var radīt neprecīzus rezultātus. C. Reimans un līdzautori (Reimann et al., 2002) ir izvērtējuši dažādu faktoranalīzes metožu izmantošanas iespējas un ierobežojumus ģeoķīmisko datu analīzē.

Klāsteranalīzi izmanto, lai grupētu paraugus kategorijās (klāsteros) pēc to līdzības. Klāsteranalīzē izmanto normalizētu, bezdimensiju datu matricu (n paraugi \cdot m parametri), lai izvairītos no problēmām, ko rada dažādu mērvienību (mg/l, μ g/l) lietošana. Klāsteranalīzes rezultātus grafiski attēlo dendrogrammās, kas ātri ļauj novērtēt paraugu līdzību/atšķirības.

Virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva datu rindu pētīšanai plaši izmanto dispersijas analīzes metodes (*ANOVA – analysis of variance*) (Van Herpe and Troch, 2000; McDowell et al., 2003; Ahearn et al., 2004). Dispersijas analīzi izmanto, lai aprēķinātu pētāmā faktora vai vairāku faktoru summārās iedarbības īpatsvaru un noskaidrotu katra pētāmā faktora ietekmes būtiskumu, kā arī novērtētu atšķirības starp dažādām grupām. Dispersijas analīzes metodes var tikt iekļautas arī klāsteranalīzē, lai statistiski novērtētu atšķirības starp dažādiem klāsteriem (Einax et al., 1998; Wunderlin et al., 2001).

Daudzfaktoru statistiskās analīzes metodes tiek izmantotas arī konkrētu ūdeņu aizsardzības problēmu risināšanā. Faktoranalīzes un klāsteranalīzes metodes ir diezgan plaši izmantotas, lai analizētu ezeru eitrofikācijas cēloņus. Tā, piemēram, E. Reizenhofers u. c (Reisenhofer et al., 1995), pētot sekla ezera eitrofikācijas cēloņus, pierādīja, ka divi faktori ļauj izskaidrot vairāk nekā 70 % no datu mainības. Šos faktorus var saistīt ar slāpekļa mēslojuma lietojumu ezera sateces baseinā un bioloģiskajiem procesiem pašā ezerā. Faktoranalīzes un lineārās regresijas metodes ir izmantotas, lai noskaidrotu, kā biotiskie un abiotiskie procesi ietekmē fitoplanktona

biomasas izmaiņas seklā, eitrofā ezerā (Lau and Lane, 2002). Daudzfaktoru datu analīzes metodes ir plaši izmantotas, lai izvērtētu dabisko faktoru un antropogēnās slodzes ietekmi uz upju ūdeņu kvalitātes izmaiņām (Vega et al., 1998; Brodnjak–Vončina et al., 2002; Simeonov et al., 2000; Simeonov et al., 2001). Faktoranalīze sekmīgi lietota, lai identificētu galvenos piesārņojuma avotus Elbas pietekās, kā arī atklātu reģionus ar augstu piesārņojuma līmeni (Einax et al., 1998).

1.2. tabula

Grafisko un daudzfaktoru statistisko metožu izmantošana ūdeņu kvalitātes izpētē

Metode	Anjoni	Katjoni	Pētījumu piemēri
Grafiskās analīzes metodes			
<i>Paipera diagramma</i>	Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻	<i>Hutchins et al., 1999</i> <i>Lipfert et al., 2006</i>
<i>Štifa diagramma</i>	Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , Fe, K ⁺	HCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻ , SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻	<i>Güler et al., 2002</i> <i>Lipfert et al., 2006</i>
<i>Šellera diagramma</i>	Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻	<i>Güler et al., 2002</i>
Daudzfaktoru statistiskās datu analīzes metodes			
<i>Klāsteranalīze</i>	<i>Visi parametri</i>	<i>Visi parametri</i>	<i>Simeonov et al., 2003</i> <i>Kowalkowski et al., 2006</i> <i>Shrestha and Kazama, 2006</i>
<i>Faktoranalīze</i>	<i>Visi parametri</i>	<i>Visi parametri</i>	<i>Reisenhofer et al., 1995</i> <i>Halsey et al., 1997</i> <i>Ekholm et al., 2000</i>
<i>Galveno komponentu analīze</i>	<i>Visi parametri</i>	<i>Visi parametri</i>	<i>Ferrier et al., 2001</i> <i>Petersen et al., 2001</i> <i>Bengraine and Marhaba, 2003</i>
<i>Daudzfaktoru regresija</i>	<i>Visi parametri</i>	<i>Visi parametri</i>	<i>Rantakari et al., 2004</i> <i>Clark et al., 2004</i> <i>Ekholm et al., 2000</i> <i>Interlandi and Crockett, 2003</i>

Jāatzīmē, ka daudzfaktoru datu analīzes metožu izmantošanas iespējas vides izpētes jomā ir ļoti plašas. C. Reimans un citi (Reimann et al., 2002), izmantojot plašas datubāzes, kas raksturo dažādu ķīmisko elementu izplatību Kolas reģiona podzolaugsnēs (C–horizonts), ir pētījuši faktoranalīzes metožu lietošanas iespējas reģionālu ģeoķīmisko datu analīzē un ģeoķīmiskajā kartēšanā. Daudzfaktoru datu analīzes metodes ir izmantotas, lai, piemēram, novērtētu augšņu piesārņojumu izplatību (Einax and Soldt, 1999), klasificētu purva augsnes, nosakot to ķīmisko sastāvu un īpašības (Kalähne et al., 2000), izvērtētu sūnu piemērotību atmosfēras

piesārņojuma monitoringam un piesārņojuma kartēšanai (Reimann et al., 2001). Klāsteranalīzes un galveno komponentu analīzes metodes ir lietotas, lai noskaidrotu piesārņojošo vielu izplatību, avotus un ģeoķīmisko apriti jūru ekosistēmās, piemēram, policiklisko aromātisko ogļūdeņražu izplatību un to izcelsmi Karas jūras šelfa zonā (Dahle et al., 2003), smago metālu un virsmaktīvo vielu piesārņojuma avotus un ģeoķīmiskos procesus Kadisas līcī (DelValls et al., 1998).

Ņemot vērā dabas ūdeņu daudzveidību, jau visai sen par vienu no ūdeņu izpētes uzdevumiem izvirzīts jautājums par to klasifikāciju un tipoloģiju. Lielu ieguldījumu ūdeņu klasifikācijas izstrādē ir devuši krievu zinātnieki. Virszemes ūdeņu klasifikācijai plaši tiek izmantota Aļekina (Алекина, 1970) ieteiktā metode, kas tos grupē pēc dominējošā anjona un katjona. Pēc dominējošā anjona satura visi ūdeņi var tikt iedalīti trīs klasēs: hidrogēnkarbonātu klasē (galvenokārt virszemes ūdeņi), sulfātu klasē (galvenokārt pazemes ūdeņi) un hlorīdu klasē (galvenokārt jūras ūdeņi, sālsezeri). Pēc dominējošā katjona satura izšķir šādas grupas: kalcija, magnija un nātrija grupu. Izmantojot Ščukareva ieteikto metodi (pēc Зенин и Белоусова, 1988), ūdeņi tiek klasificēti pēc sešiem dominējošajiem joniem (kalcija, magnija, nātrija, hidrogēnkarbonātu, sulfātu un hlorīdu joniem). Klasificējot ūdeņus, tiek ņemti vērā tikai tie joni, kuru molārā koncentrācija pārsniedz 12,5 %. Saskaņā ar šo klasifikāciju pavisam ir iespējamās 49 ūdeņu klases. Ivanova un Ņevrajeva (pēc Зенин и Белоусова, 1988) izstrādātā klasifikācija tiek izmantota minerālūdeņu raksturošanai, un pēc šīs klasifikācijas pazemes ūdeņiem ir 97 tipi, kas atšķiras pēc sāls un gāzu sastāva, mineralizācijas, fizikālajām īpašībām un specifisku elementu klātbūtnes. Klasifikācijas autori iesaka izšķirt 8 galvenās balneoloģisko minerālūdeņu grupas: 1) minerālūdeņus bez specifisku elementu klātbūtnes un bez specifiskām īpašībām; 2) ogļskābi saturošus minerālūdeņus; 3) sulfātus (sērūdeņradi) saturošus minerālūdeņus; 4) dzelzi vai arsēnu saturošus minerālūdeņus, kā arī ūdeņus ar augstu mangāna, alumīnija, vara, cinka vai citu metālu saturu; 5) bromu un jodu saturošus minerālūdeņus; 6) minerālūdeņus ar augstu organisko vielu saturu; 7) radonu saturošus ūdeņus; 8) silikātus saturošus minerālūdeņus (Зенин и Белоусова, 1988).

Mūsdienās virszemes ūdeņu klasifikācijas un tipoloģijas metodes ir kļuvušas aktuālas saistībā ar nepieciešamību nodrošināt ES ūdeņu aizsardzības likumdošanas ieviešanu (Schneider et al., 2003).

Nozīmīgs metodoloģijas jautājums ir ūdeņu sastāva mainības novērtēšana. Parasti to veic, nosakot ūdeņī izšķīdušo vielu koncentrāciju un tās intervālus. Ūdeņu sastāva

mainību gada laikā novērtē, analizējot izšķīdušo vielu koncentrācijas sezonālās mainības līknes, kā arī jonu maksimālo un minimālo koncentrāciju attiecības (Fölster et al., 2005).

Lai pētītu antropogēno ietekmi, kā arī dabas vides mainību, svarīgi analizēt ūdeņu sastāva ilgtermiņa mainības raksturu (trendus). Mūsdienās ir attīstītas ļoti daudzas statistiskās metodes, kas ļauj nošķirt noturīgus vides kvalitātes mainības trendus no nejaušām fluktuācijām (Helsel and Hirsch, 1992; Esterby, 1996). Viens no populārākajiem statistiskajiem testiem trendu noteikšanai ir neparametriskais Manna–Kendala tests (Kendall, 1938; Mann, 1945), taču vides datu rindām parasti piemīt sezonālā mainība, kas „maskē” ilgtermiņa trendus, tāpēc, lai risinātu šo problēmu, Hiršs un līdzautori (1982; 1984) ir modificējuši Manna–Kendala testu, iesakot šī testa vērtības aprēķināt katrai sezonai atsevišķi (sezonālais Manna–Kendala tests). Virszemes ūdeņu ķīmisko sastāvu ietekmē arī klimatiskie un hidroloģiskie faktori, kas var „maskēt” vai pastiprināt ķīmisko parametru koncentrācijas trendus, kuri radušies antropogēnās slodzes rezultātā. Šādos gadījumos korekti izmantot tā saucamo parciālo Hirša–Slaka testu, kas ļauj nivelēt dabisko faktoru fluktuāciju radītās tendences (Libiseller and Grimvall, 2002). Virszemes ūdeņu kvalitātes mainības izpētē tiek izmantotas arī viena faktora un daudzfaktoru regresijas metodes (Interlandi and Crockett, 2003; McCartney et al., 2003). Ja datu rindas uzrāda izteiktu periodiskumu (tas gan ir visai reti, ņemot vērā, ka ticamas un salīdzināmas novērojumu rindas ir relatīvi īsas), var tikt izmantota spektrālā analīze, kas ļauj noteikt ne tikai mainības tendenci (trendu), bet periodisku procesu gadījumā arī to atkārtotās biežumu un raksturu. Trendu analīzes metodes var izmantot, lai analizētu, vai dažādi vides aizsardzības pasākumi (piemēram, piesārņojošo vielu emisijas samazināšana) ir uzlabojuši virszemes ūdeņu kvalitāti (Forsius et al., 2003; McCartney et al., 2003).

Ūdeņu sastāva ģenēzes izpētei un sastāva raksturošanai izmanto tajā izšķīdušo jonu koncentrāciju un to attiecību analīzes metodes (Hounslow, 1995). Lai noteiktu ūdeņu piesātinājumu ar kalcītu, plaši izmanto Lanželjē indeksu:

$$\text{Lanželjē indekss} = \log \frac{JAP}{K_C},$$

kur: JAP– jonu aktivitātes produkts,

K_C – kalcīta šķīšanas produkts.

Ja Lanželjē indekss ir pozitīvs, tad ūdeņi ir pārsātināti ar kalcīta šķīšanas produktiem, ja negatīvs – ūdeņi ir nepiesātināti.

Nātrija adsorbcijas indekss (NAI) rāda, cik lielā mērā ūdenī izšķīdušie nātrija joni spēj aizstāt uz mālu daļiņām adsorbētos kalcija un magnija jonus. NAI tiek aprēķināts pēc vienādojuma, kur jonu koncentrācija ir izteikta miligramekvivalentos litrā (meq/l):

$$NAI = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

Lai analizētu ūdenī izšķīdušo jonu avotus, var izmantot arī citas jonu koncentrāciju attiecības. Ja attiecības $\frac{HCO_3^-}{SiO_2}$ vērtība ir lielāka par 10, tad ūdeņu

ķīmisko sastāvu nosaka karbonātiežu dēdēšanas procesi, ja attiecība mazāka par 5, tad – silikātu dēdēšanas procesi. Attiecība $\frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$ parāda dolomītu dēdēšanas

ietekmi uz ūdeņu ķīmisko sastāvu, savukārt attiecība $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}}$ – ģipša dēdēšanas

ietekmi. Ja attiecība $\frac{Cl^-}{\sum anjoni}$ ir zemāka par 0,8, tad ūdeņu ķīmisko sastāvu nosaka

iežu dēdēšanas procesi. Ja šī attiecība ir lielāka par 0,8, tad tā liecina vai nu par jūras ūdeņu intrūziju (kopējais izšķīdušo vielu saturs > 500 mg/l), vai arī par intensīvu lietus

ūdeņu pieplūdi (kopējais izšķīdušo vielu saturs < 500 mg/l). Augstas $\frac{HCO_3^-}{\sum anjoni}$

attiecības vērtības liecina par silikātu vai karbonātiežu dēdēšanu. Ja šīs attiecības vērtības ir zemākas par 0,8, tad dominē ģipša šķīšanas procesi (ja sulfātjonu saturs ūdenī ir augsts) vai arī jūras ūdeņu ieplūde (ja sulfātjonu saturs ir zems) (Hounslow, 1995).

Pētot virszemes ūdeņu kvalitāti, būtiski ir noteikt vielu noteces (t/gadā), īpatnējās noteces un vielu eksporta koeficientus (t/km²/gadā; kg/ha/gadā). Šos rādītājus izmanto gan difūzās piesārņojuma slodzes, gan dabisko procesu izvērtēšanā (Jansons et al., 2002; Stålnacke et al., 1999; Behrendt et al., 1999; Gustafson et al., 1998; Adamson et al., 1998). Parasti vielu, īpaši biogēno elementu īpatnējās noteces no lauksaimniecības zemēm vairākas reizes pārsniedz noteces no dabiskām teritorijām (Pieterse et al., 2003). Igaunijā veiktie pētījumi rāda, ka 90. gados, samazinoties lauksaimniecības intensitātei un pieaugot mežu platībām, biogēno elementu un organisko vielu īpatnējās

noteces no nelieliem upju baseiniem, kur dominē lauksaimniecības zemes, ir samazinājušās pat līdz 20 reizēm (Mander, 2000).

Biogēno elementu slodžu novērtēšanai plaši tiek izmantota matemātiskā modelēšana, kurā ietvertas esošās zināšanas par vielu emisijām, plūsmām un transformācijas procesiem gan sateces baseinā, gan arī ūdenstilpē vai ūdenstecē. Biogēno elementu slodžu un plūsmu novērtēšanai var izmantot (Lidén et al., 1999)

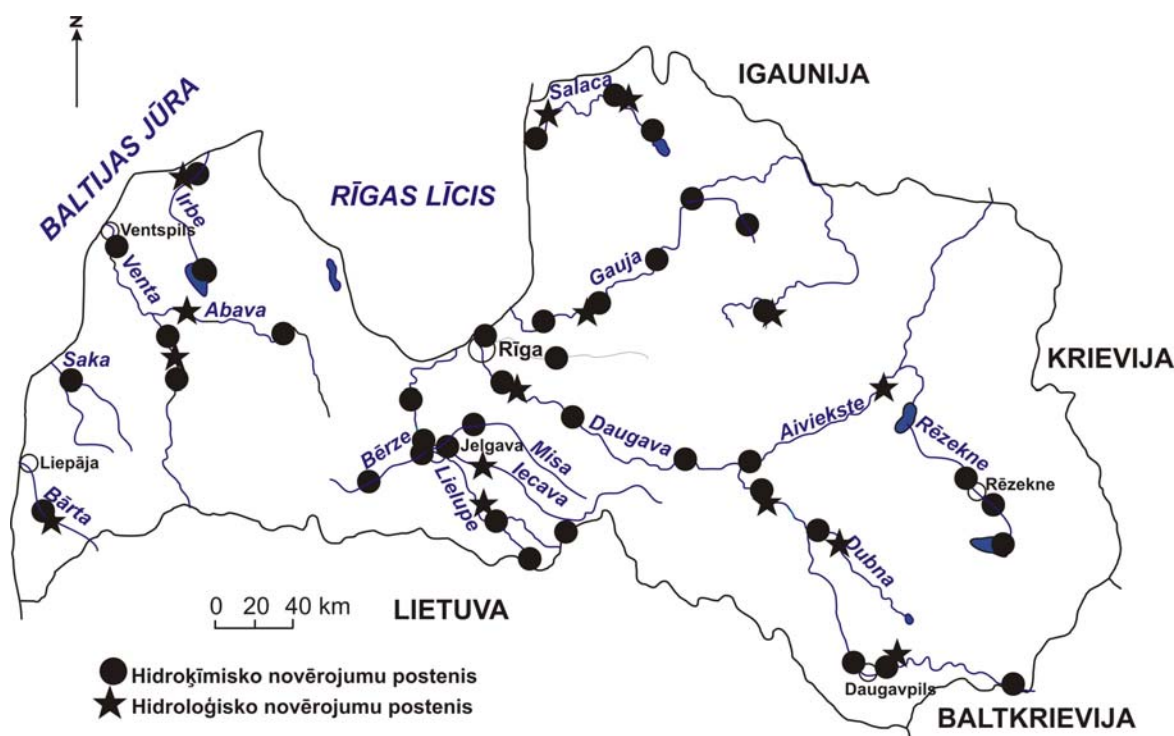
- *statistiskos modeļus*, kuru pamatā ir regresijas analīzes, piemēram, starp novēroto biogēno elementu koncentrāciju un ūdens caurplūdumu (Tonderski, 1997) vai arī starp novēroto biogēno elementu slodzi un sateces baseina īpašībām (Grimvall and Stålnacke, 1996; Vassiljev and Stålnacke, 2003)
- *dinamiskos modeļus*, kas konceptuāli apraksta fizikālos, ķīmiskos un bioloģiskos procesus sateces baseinā un ūdenstilpēs un modelē biogēno elementu slodzes un ūdens caurplūdumus. Dinamiskos modeļus var izmantot ūdeņu kvalitātes prognozēšanas vajadzībām (Bergström et al., 1987; Arheimer and Brandt, 1998, 2000; de Witt, 2001; de Witt and Bendoricchio, 2001).

Modeļu lielo skaitu nosaka gan plašais risināmo problēmu spektrs, gan tas, ka modeļi parasti tiek veidoti konkrētam sateces baseinam vai arī reģionam, kur citi modeļi vēl nav tikuši izmantoti (Lidén et al., 1999).

2. MATERIĀLI UN METODEDES

2.1. PĒTĪJUMĀ IZMANTOTĀS DATU BĀZES

Pētījumā izmantotie virszemes ūdeņu kvalitātes monitoringa un upju caurplūduma novērojumu dati iegūti no Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūras (Ежегодные данные..., 1977–1991; Virszemes ūdeņu hidroķīmisko un hidrobioloģisko mērījumu rezultāti..., 1992–2000). Izveidotā datu bāze satur informāciju par N – NH₄⁺, N – NO₂⁻, N – NO₃⁻, kopējā N, P – PO₄³⁻, kopējā P, HCO₃⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, K⁺, BSP₅, ŪSP, mineralizācijas ikmēneša koncentrācijām un pH, ūdens krāsainības un caurredzamības mērījumiem. Monitoringa staciju atrašanās vietas parādītas 2.1. attēlā.



2.1. attēls. Virszemes ūdeņu hidroķīmiskā un hidroloģiskā monitoringa staciju izvietojums.

Darbā izmantoti arī Latvijas Universitātes Bioloģijas institūta un Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Vides kvalitātes monitoringa laboratorijas veikto virszemes ūdeņu kvalitātes apsekojumu dati. Izveidotā datu bāze satur informāciju par N – NH₄⁺, N – NO₂⁻, N – NO₃⁻, PO₄³⁻, HCO₃⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, K⁺, BSP₅, ŪSP, kopējā Fe un Si koncentrācijām, kopējo izšķīdušo vielu saturu,

elektrovadītspējas, ūdens krāsainības un cietības mērījumiem ap 360 Latvijas upēs un 320 ezeros.

Ūdeņu paraugi tika vākti un analizēti saskaņā ar eksistējošām standartmetodēm (Унифицированные методы..., 1974; НАСН, 1992). Laika posmā no 1972. līdz 1993. gadam ūdeņu ķīmiskais sastāvs tika analizēts pēc Padomju Savienībā pastāvošajām standartmetodēm (Унифицированные методы..., 1974). Pēc PSRS sabrukšanas pakāpeniski notika pāreja uz Eiropas Savienībā lietotām ūdeņu ķīmiskā sastāva analīzes metodēm. 1992. – 1994. gadā tika veiktas vairākas nacionālā un internacionālā līmeņa interkalibrācijas programmas, kas parādīja, ka ar Padomju Savienībā esošajām standartmetodēm iegūtos rezultātus ir iespējams starptautiski salīdzināt (Stålnacke, 1996). 1997. gadā tika ieviestas jaunas, ISO un Latvijas valsts standartiem pielīdzinātas virszemes ūdeņu kvalitātes testēšanas metodes (Virszemes ūdeņu kvalitātes..., 2002). Izmantotās analītiskās metodes īsumā aprakstītas 2.1. tabulā.

Ūdeņu ķīmiskā sastāva analīzes metodes

<i>Parametrs</i>	<i>Analīzes metode</i>
$N - NH_4^+$	<i>Spektrofotometriskā analīzes metode</i> , kas pamatojas uz Neslera reaģenta izmantošanu. Neslera reaģents ar amoniju veido savienojumu, kas ir dzeltenā vai brūngani dzeltenā krāsā. Ja paraugā ir augsts amonija saturs, tad veidojas brūngani sarkanas nogulsnes. $NH_3 + 2 (HgI_2 \cdot 2 KI) + 3 KOH \rightarrow Hg_2NH_2OI \downarrow + 7 KI + 2 H_2O$
$N - NO_2^-$	<i>Spektrofotometriskā analīzes metode</i> . Ūdenī esošie nitrīti reaģē ar sulfanilskābi, kā starpproduktu veidojot diazonija sāli. Sāls tālāk reaģē ar hromotropskābi, veidojot rozā krāsas kompleksu savienojumu. Krāsas intensitāte, ko mēra spektrofotometriski, ir tieši proporcionāla nitrītu saturam ūdenī.
$N - NO_3^-$	<i>Spektrofotometriskā analīzes metode</i> . Nitrāti tiek reducēti līdz nitrītiem, izmantojot metālisko Cd. Skābā vidē nitrīti reaģē ar sulfanilskābi, veidojot diazonija sāli. Šis sāls tālāk reaģē ar gentiānskābi, veidojot dzeltenīgas krāsas savienojumus. Krāsas intensitāti mēra spektrofotometriski, un tā ir tieši proporcionāla nitrātu saturam ūdenī.
$P - PO_4^{3-}$	<i>Spektrofotometriskā analīzes metode</i> , kas balstās uz kompleksas poliheterofosformolibdenskābes veidošanos. Šī skābe skābā vidē kālija – antimona tartrāta klātbūtnē tiek reducēta ar askorbīnskābi līdz fosfora – molibdēna kompleksam zilā krāsā. Tās intensitāte ir atkarīga no fosfātu daudzuma ūdenī.
HCO_3^-	<i>Titrimetrija</i> . Paraugšs tiek titrēts ar 0,1 M sāļsskābi, kā indikatoru izmantojot metiloranžu, līdz krāsa mainās no dzeltenas uz oranžu.
Cl^-	<i>Titrimetrija</i> . Paraugšs tiek titrēts ar sudraba nitrātu, kas, reaģējot ar hlorīdioniem, veido baltas, mazšķīstošas sudraba hlorīda nogulsnes. $Ag^+ + Cl^- \rightarrow AgCl \downarrow$ Par indikatoru tiek izmantots kālija hromāts, tāpēc, titrējot sudraba nitrāta pārākumā, veidojas sarkanas krāsas sudraba hromāts. $CrO_4^{2-} + 2 Ag^+ \rightarrow Ag_2CrO_4 \downarrow$
SO_4^{2-}	<i>Turbidimetriskā metode</i> . Paraugam tiek pievienots bārija hlorīds, kas, reaģējot ar ūdenī esošajiem sulfātiem, veido baltas bārija sulfāta nogulsnes. $Ba^{2+} + SO_4^{2-} \rightarrow BaSO_4 \downarrow$
Ca^{2+}	<i>Kompleksometriska titrēšana ar Trilonu B</i> . Par indikatoru tiek izmantots mureksīds. Tas ar Ca^{2+} sārmainā vidē veido sarkanas krāsas kompleksu savienojumu, kas ir mazāk stabils nekā kompleksais kalcija un trilona savienojums. Ja analizējamo ūdeni titrē ar Trilonu B, tas saista kalcija jonus, sašķēlot kalcija – mureksīda savienojumu. Titrēšanas beigās parauga krāsa mainās no sarkanas uz violetu.
Mg^{2+}	<i>Titrimetriskā metode</i> . Mg^{2+} koncentrāciju aprēķina kā starpību starp kopējās cietības vērtību un kalcija koncentrāciju.
Na^+, K^+	<i>Liesmas fotometrija</i> .
ĶSP	<i>Spektrofotometriskā analīzes metode</i> . Oksidējamās organiskās vielas reducē dihromātu līdz Cr^{3+} , kas ir pelēkzaļā krāsā. Krāsas intensitāti mēra spektrofotometriski. Par katalizatoru reakcijas norisei tiek izmantots Ag.

Lai varētu veikt biogēno elementu slodžu aprēķinus, upju sateces baseini tika sadalīti apakšbaseinos, ņemot vērā virszemes ūdeņu kvalitātes monitoringa posteņu izvietojumu (2.1., 2.2. att.). Zemes lietojuma veidu un ūdeņu platības sateces apakšbaseinos iegūtas, izmantojot Latvijas vides aģentūras izveidoto *CORINE Land Cover 2000 Latvija* (2003) datu bāzi. Pētījuma ietvaros tika izdalītas 6 zemes lietojuma veidu klases: 1) lauksaimniecības zemes, 2) meži, 3) pļavas un ganības, 4) purvi, 5) apbūvētās teritorijas, 6) ūdeņi.

Ūdens noteces apjoms upēm, uz kurām atrodas hidroloģisko novērojumu stacijas, aprēķināts pēc šādas formulas:

$$W_i = Q_i \cdot 86,4 \cdot 10^3 \cdot T,$$

kur W_i – gada noteces apjoms (caur novērojumu staciju i), m^3 ,

Q_i – novērotais ilggadējais vidējais caurplūdums stacijā i , m^3/s ,

T – dienu skaits gadā.

Lai aprēķinātu noteces apjomu upes grīvā, izmantota formula:

$$W = k \cdot W_i,$$

kur W – gada noteces apjoms grīvā, m^3 ,

$k = A/A_i$, A – kopējā upes baseina platība, km^2 , A_i – baseina platība līdz novērojumu stacijai, km^2 .

Izšķīdušo vielu noteces no upju baseiniem noteiktas, izmantojot formulu

$$R = W \cdot c,$$

kur W – ūdens noteces apjoms gadā, m^3 ,

c – izšķīdušās vielas gada vidējā koncentrācija, mg/l .

Dati par slāpekļa un fosfora emisijām ūdeņos no punktveida avotiem iegūti no Latvijas Vides, ģeoloģijas un hidrometeoroloģijas aģentūras apkopotā valsts statistikas pārskata „Nr. 2 – Ūdens” (1995–2003).

Lai novērtētu difūzā piesārņojuma apjomus, darbā izmantoti biogēno elementu īpatnējās noteces. Īpatnējās noteces dažādiem zemes lietojuma veidiem iegūst no lauka pētījumiem mazos upju sateces baseinos, kur dominē viens zemes lietojuma veids (2.2. tab.). Difūzais piesārņojums no lauksaimniecības zemēm tiek novērtēts Bērzes, Mellupītes un Vienziemītes baseinā, kur dominē graudaugu sējumi. Punktveida piesārņojuma monitorings no lauksaimniecībā izmantojamām teritorijām tiek veikts Vecauces, Bauskas un Ogres monitoringa posteņos, kur ir intensīvāka lopkopība (Vagstad et al., 2000; Jansons et al., 2002; Jansons, 2005). Difūzā

piesārņojuma fona līmeni no lauksaimniecības teritorijām raksturo Vienziemītes baseins, kur antropogēnā slodze ir maza un aramzemju platības aizņem 4–5 % no sateces baseina, bet īpatnējās noteces no Mellupītes baseina raksturo vidējo slodzi no lauksaimniecības teritorijām Latvijā (Jansons et al., 2002).

tabula

**Vidējās (1994.–1999. g.) kopējā slāpekļa un kopējā fosfora īpatnējās noteces,
(pēc Jansons et al., 2002)**

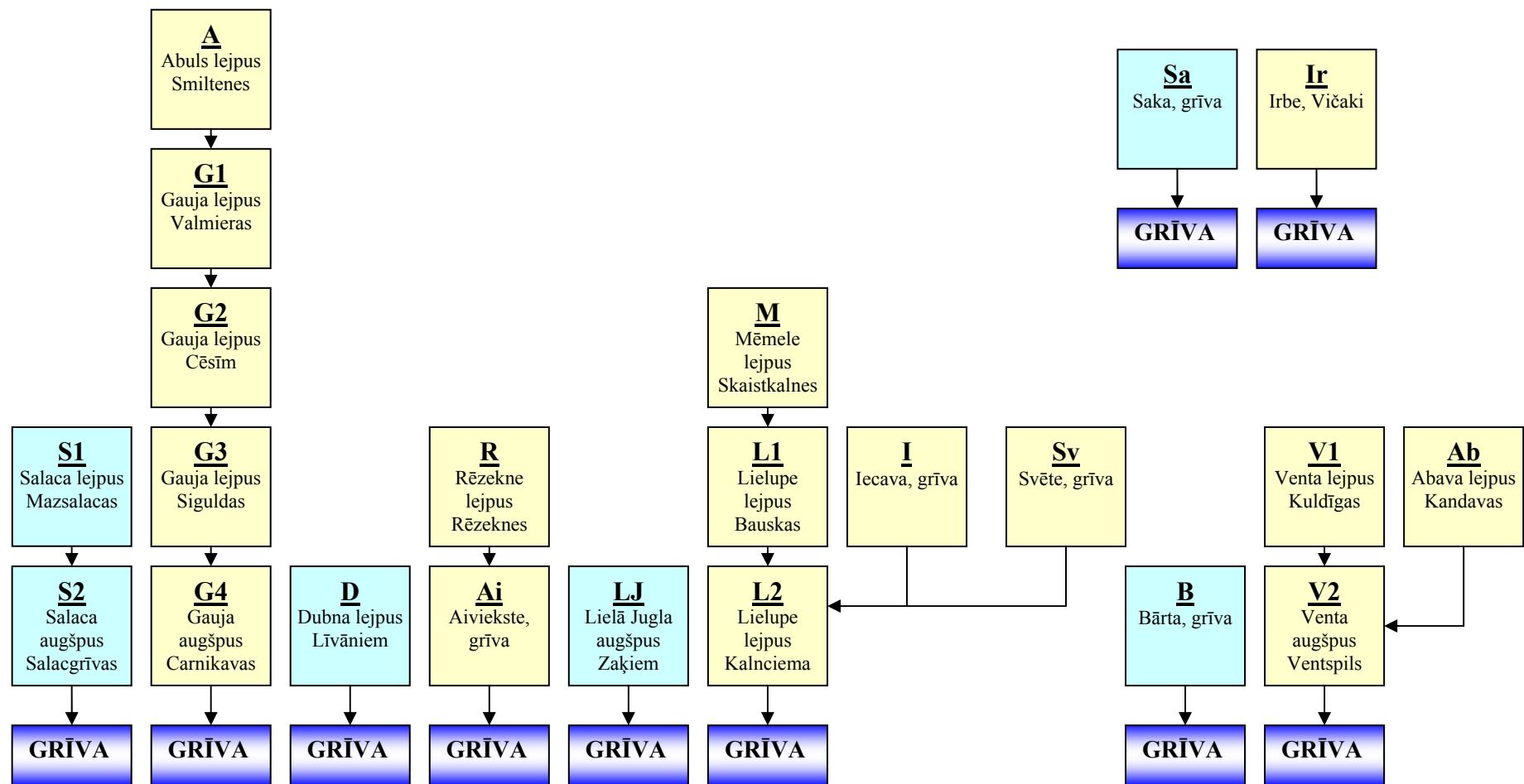
Monitoringa postenis	N _{kop.} , kg/ha gadā	P _{kop.} , kg/ha gadā
<i>Vienziemīte</i>	6,35	0,11
<i>Mellupīte</i>	8,86	0,20
<i>Bērze</i>	14,7	0,35
<i>Vecauce</i>	48,76	0,18
<i>Ogre</i>	48,36	3,43
<i>Bauska</i>	46,18	2,74

Biogēno elementu īpatnējās noteces no mežu platībām (2.3. tab.) novērtējis Latvijas Valsts Mežzinātnes institūts „Silava” (Upju baseinu apgabalu..., 2005).

tabula

**Vidējās biogēno elementu īpatnējās noteces no mežu platībām Latvijas
lielāko upju baseinos**

Upju baseins	N _{kop.} , kg/ha gadā	P _{kop.} , kg/ha gadā
<i>Gaujas</i>	2,991	0,103
<i>Daugavas</i>	2,918	0,094
<i>Lielupes</i>	2,798	0,089
<i>Ventas</i>	2,916	0,107



2.2. attēls. Upju sateces baseinu sadalījums apakšbaseinos (pēc lejtecē esošās monitoringa stacijas atrašanās vietas apakšbaseinā).

2.2. DATU STATISTISKĀS APSTRĀDES METODES

2.2.1. Statistikas pamatlielumu aprēķināšana

Virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva datu rindām tika aprēķināti šādi statistiskie rādītāji:

- *datu vidējie rādītāji* – vidējais aritmētiskais un mediāna;
- *datu izkliedes rādītāji* – standartnovirze, dispersija, minimālās un maksimālās vērtības;
- *datu sadalījumu raksturojošie rādītāji* – asimetrijas, ekscess, atbilstība normālsadalījumam un citiem sadalījumiem.

Datu atbilstības normālsadalījumam pārbaude veikta, izmantojot

- *asimetrijas un ekscesa analīzi*, kur aprēķina asimetrijas (t_A) un ekscesa (t_E) kritērijus (Liepa, 1974) pēc formulām

$$t_A = \frac{A}{S_A} < 3$$

un

$$t_E = \frac{E}{S_E} < 3,$$

kur A – asimetrijas rādītājs,

S_A – asimetrijas rādītāja reprezentācijas kļūda,

E – ekscesa rādītājs,

S_E – ekscesa rādītāja reprezentācijas kļūda.

Ja asimetrijas vai ekscesa kritēriju vērtība ir vienāda vai lielāka par 3, tad nulles hipotēze jānoraida, t. i., dotā datu rinda, iespējams, neatbilst normālsadalījumam.

Pārbaudei izmantojamas arī

- *grafiskās metodes*:
 - *frekvenču histogrammas* – ja datu rinda atbilst normālsadalījumam, tad histogramma ir līdzīga zvanveida formai,
 - *novērojumu kumulatīvo biežumu sadalījums* – ja datu rinda atbilst normālsadalījumam, tad kumulatīvo biežumu sadalījuma līkne ir taisne (Helsel and Hirsch, 1992);
- *statistiskie testi* – neparametriskā Kolmogorova – Smirnova (λ) metode.

Statistikas pamatlielumu un datu sadalījumu pārbaudei tika izmantotas datorprogrammas *MS Excel* un *SPSS 12.0.1 for Windows*.

2.2.2. Korelācijas analīzes metodes

Par korelāciju sauc tādu atkarību, kurā kādas pazīmes katrai vērtībai atbilst vairākas citu pazīmju vērtības. Korelācijas analīze noskaidro atkarības veidu, virzienu un kvantitatīvi raksturo tās ciešumu (Liepa, 1974). Promocijas darbā korelācijas metode tika izmantota, lai analizētu datu izkliedes diagrammas un aprēķinātu atkarības ciešumu starp ūdeņu ķīmiskā sastāva datu rindām. Atkarības ciešuma raksturošanai izmantots Pīrsona lineārās korelācijas koeficients (r):

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n x_i y_i - \bar{x} \cdot \bar{y} \cdot n}{(n-1) \cdot S_x \cdot S_y},$$

kur n – x, y datu rindas apjoms ($n_x = n_y = n$),
 S_x, S_y – x, y datu rindas standartnovirze,
 \bar{x}, \bar{y} – x, y datu rindas vidējais aritmētiskais,
 x_i, y_i – x, y datu rindas i -tās vērtības.

Spīrmena rangu korelācijas koeficients (r_s) labāk raksturo atkarības ciešumu datu rindām, kas neatbilst normālsadalījumam:

$$r_s = 1 - (6 \sum d_g^2) / (n(n-1)),$$

kur d_g – rangu pāru starpība,
 n – novērojumu skaits.

Korelācijas koeficienta ticamība noteikta būtiskuma līmeņos $p < 0,01$ un $p < 0,05$.

Korelācijas analīze datu rindām veikta, izmantojot datorprogrammas *MS Excel* un *SPSS 12.0.1 for Windows*.

2.2.3. Regresijas analīzes metodes

Regresijas analīze nosaka, pēc kādas likumsakarības mainās rezultatīvā pazīme x , ja mainās faktoriālās pazīmes y vērtības. Lineāras korelācijas gadījumā var atrast tās taisnes vienādojumu, ap kuru sagrupēti punkti. Šo taisni aprēķina pēc mazāko kvadrātu principa, t. i., tā, lai rezultatīvās pazīmes vērtību noviržu kvadrātu summa no regresijas līnijas būtu vismazākā. Regresijas noviržu kvadrātu summa jeb determinācijas koeficients R^2 rāda, cik lielu rezultatīvās pazīmes izkliedes daļu izskaidro tās saistība ar faktoriālo pazīmi. Regresijas būtiskuma pārbaude tika veikta pēc Stjūdenta jeb t kritērija un, izmantojot nulles hipotēzi, pārbaudīts, vai vienādojuma regresijas koeficients nav vienāds ar nulli. Ja t kritērijs ir lielāks par 2

vai mazāks par -2 būtiskuma līmenī $p < 0,05$, tad pastāv cieša sakarība starp datu rindām x un y un nulles hipotēze tiek noraidīta (Helsel and Hirsch, 1992).

Izstrādājot promocijas darbu, datu rindu analīzē tika izmantotas vienfaktora lineārā, pakāpes, logaritmiskā, eksponenciālā un polinomiālā regresija, kā arī daudzfaktoru regresija. Regresijas analīze veikta, izmantojot datorprogrammas *MS Excel* un *SPSS 12.0.1 for Windows*.

2.2.4. Faktoranalīzes metodes

Faktoranalīzes metodes izmanto, lai samazinātu datu kopu apjomu, aizstājot tos ar nelielu skaitu „faktoru”. Šie faktori kvantitatīvi raksturo sākotnējās datu kopas īpatnības.

Ortogonalās faktoranalīzes modeli aprēķina pēc lineāra vienādojuma:

$$z_j = a_{j1}F_1 + a_{j2}F_2 + \dots + a_{jm}F_m + d_jU_j,$$

kur $j=1, 2, \dots, n$, n – pazīmju skaits,

z_j – j -tās pazīmes vērtība,

F_i – i -tā faktora funkcija, $i=1, 2, \dots, m$, m – faktoru skaits,

a_{ji} – faktorslodzes (*factor loadings*), kas raksturo attiecīgā i -tā faktora ietekmi uz j -to pazīmi,

d_j – specifiskā faktora koeficients; specifiskā faktorā apvieno novērojumu apstākļu heterogenitāti un mērījumu nejaušas kļūdas ietekmi,

U_j – specifiskā faktora funkcija.

2.2.5. Ūdeņu ķīmiskā sastāva ilgtermiņa mainības analīzes metodes

Ūdeņu ķīmiskā sastāva mainību ietekmē daudzi dabiskie procesi, kā arī tā ilgtermiņa mainības tendences skaitliskās vērtības ir atkarīgas no datu rindu statistiskajām īpašībām, datu rindu garuma, izvēlētajām analīzes metodēm. Neraugoties uz to, ūdeņu kvalitātes mainības novērtēšana ir svarīgs posms ūdeņu izpētes un apsaimniekošanas procesos, jo tā ļauj novērtēt baseinu apsaimniekošanas stratēģiju efektivitāti, kā arī prognozēt nākotnes scenārijus.

Lai atšķirtu vides kvalitātes parametru ilgtermiņa mainības trendus no nejaušām fluktuācijām, ir izveidoti daudzi statistiskie testi. Promocijas darba ietvaros ūdeņu ķīmiskā sastāva mainības novērtēšanai tika izmantots daudzvariāciju neparametriskais Manna–Kendala tests (Mann, 1945; Kendall, 1938), kuru tālāk modificējis Hiršs un līdzautori (Hirsch et al., 1982; Hirsch and Slack, 1984). Šis tests ļauj noteikt

monotona trenda vērtības datu rindām, kas neatbilst normālsadalījumam, kā arī ir relatīvi robusts pret iztrūkstošām un anomālām vērtībām (ļoti augstām vai zemām vērtībām, kas „izlec” no kopējās datu rindas). Manna–Kendala testa pamatā ir tā sauktais rangu jeb pāru princips, pēc kura salīdzina divas novērojumu vērtības. Manna–Kendala testu var piemērot datu rindām, kam ir sezonāls vai sērijveida mainības raksturs, jo tas ļauj testa vērtības rēķināt katram mēnesim atsevišķi. Piemēram, slāpekļa koncentrācija 2005. gada decembrī (Z_{ij}) tiek salīdzināta ar 2004. gada decembra vērtību (Z_{kj}) utt.

$$T_j = \sum_{k < l} \text{sign}(Z_{ij} - Z_{kj}) \quad j = 1, K, \omega$$

kur T_j – Manna–Kendala testa vērtība (trends) sezonai j ,
 ω – sezonu (mēnešu) skaits,

$$\text{sign}(Z_i - Z_j) = \begin{cases} 1, & \text{ja } Z_i - Z_j > 0 \\ 0, & \text{ja } Z_i - Z_j = 0 \\ -1, & \text{ja } Z_i - Z_j < 0 \end{cases}$$

Sezonālā Manna–Kendala testa vērtība (T) visai datu rindai tiek iegūta, summējot katra mēneša testa vērtības:

$$T = \sum_{j=1}^{\omega} T_j$$

Datu rindas trendam (T) būtiskuma pārbaude veikta pēc nulles hipotēzes (H_0 pieņem, ka datu rindai nav monotons trends) un aprēķināta tā dispersija. Pētītās ūdeņu ķīmiskā sastāva datu rindas ir garākas par 5 gadiem, tāpēc, lai noteiktu trenda būtiskuma līmeni, izmantota testa statistika Z un tā salīdzināta ar normālsadalījuma parametriem.

Latvijas upju ūdeņu ķīmiskā sastāva trendu analīzei tika izmantota datorprogramma COND/MULTIMK (Libiseller and Grimvall, 2002), kuras pamatā arī ir Manna–Kendala tests. Lai minimizētu dabisko faktoru ietekmi uz ķīmisko parametru izmaiņu trendu vērtībām un labāk varētu noteikt antropogēnās slodzes nozīmi, šajā programmā bez ūdeņu ķīmisko komponentu koncentrāciju datu rindām ir iespējams iekļaut arī neatkarīgo mainīgo lielumu datu rindas (piemēram, klimata vai hidroloģiskā režīma parametrus). Izstrādājot promocijas darbu, ūdens caurplūduma datu rindas tika iekļautas kā neatkarīgie mainīgie lielumi, lai izvērtētu hidroloģiskā

režīma ilgtermiņa mainības ietekmes. Trendi ir statistiski būtiski līmenī $p = 0,05$, ja testa vērtība ir lielāka par 1,65 vai mazāka par $-1,65$.

2.2.6. MESAW modeļa izmantošana biogēno elementu slodžu un aizturēšanas aprēķināšanā

MESAW modelis ir statistisks modelis vielu slodzes aprēķināšanai un piesārņojuma avotu novērtēšanai upju baseinos (Grimvall and Stålnacke, 1996). Statistiskais *MESAW* modelis ir izmantots biogēno elementu aizturēšanas apjomu un slodžu aprēķināšanai Peipusa sateces baseinā (Vassiljev and Stålnacke, 2003). MESAW modelis ir vienkāršs un iedarbīgs instruments to biogēno elementu slodžu aprēķināšanai, kuras rada dažādi difūzie un punktveida avoti, kā arī piesārņojuma aizturēšanas novērtējumam upes baseinā, jo

- 1) modelim ir vienkārša uzbūve,
- 2) vienkārši ievadīšanas dati,
- 3) visus nezināmos parametrus var atvasināt no empīriskiem datiem,
- 4) visu monitoringa staciju informācija tiek optimāli izmantota (Vassiljev and Stålnacke, 2003).

Galvenās darbības un aprēķini ir šādi:

- ✓ aprēķina vidējās vielu noteces noteiktam laika posmam, izmantojot monitoringa datus;
- ✓ sadala upes baseinu apakšbaseinos, ievērojot monitoringa staciju izvietojumu;
- ✓ apkopo statistisko informāciju par katru no apakšbaseiniem, piemēram, datus par dažādu zemes lietojuma veidu platībām apakšbaseinos, dažādu augšņu tipu platībām, ezeru platībām, slodzēm no punktveida avotiem vai citu esošo informāciju;
- ✓ izmanto nelineārās regresijas vienādojumus, kur aprēķinātās vielu noteces ir faktoriālā pazīme un statistiskie dati par apakšbaseina īpašībām ir rezultatīvā pazīme.

Vielu noteci no katra apakšbaseina (L_i) apraksta vienādojums

$$L_i = \sum_{j=1}^n (1 - R_{i,j}) L_j + (1 - R_1) S_i + (1 - R_2) P_i + (1 - R_3) D_i + \varepsilon_i,$$

kur L_i – notece no apakšbaseina i , ietekā (grīvā),

L_j – notece no augštecē esošā apakšbaseina j ,
 $R_{i,j}$ – vielu aizture apakšbaseinā i ,
 n – apakšbaseinam i augštecē esošo apakšbaseinu skaits,
 S_i – vielu notece no difūziem avotiem apakšbaseinā i ,
 P_i – slodze no punktveida avotiem apakšbaseinā i ,
 D_i – vielu izsēšanās no atmosfēras apakšbaseinā i ,
 R_{1-3} – no avotiem S , P un D nākušā piesārņojuma aizturēšana,
 ε_i – statistiskās kļūdas koeficients.

Tāpat vielas notece no apakšbaseina i (L_i) veido vielu notece no augštecē esošajiem apakšbaseiniem, vielas pieplūde no difūzajiem un punktveida avotiem un izsēšanās no atmosfēras apakšbaseinā i .

No apakšbaseina i nākušās vielas aizturēšanas apjomu posmā līdz visas upes grīvai aprēķina pēc šādas formulas:

$$R_{i,grīva} = 1 - \prod_{i=1}^k (1 - R_i),$$

kur $R_{i,grīva}$ – no apakšbaseina i nākušās vielas aizturēšanas apjoms posmā līdz upes grīvai,

k – apakšbaseinu skaits leņķus apakšbaseina i ,

R_i – aizturēšanas vērtības apakšbaseinos, kas atrodas leņķus apakšbaseina i .

Modeļa parametrizācija

Modeļa parametrizācija ir elastīga un pētāmajam apgabalam specifiska. Novēroto un aprēķināto noteču starpību kvadrātu summa tiek minimizēta, lai modeli pielāgotu pētāmajai teritorijai. Sīkāka informācija par modelī izmantotajiem vienādojumiem un funkcijām atrodama publikācijā (Grimvall and Stålnacke, 1996).

Vielu izskalošanās apjomus no sateces baseina nosaka zemes lietojuma veidi, augšņu īpašības, baseina reljefs, klimats, kā arī citi faktori. Šī pētījuma ietvaros tika pieņemts, ka vielu notece ir funkcija no zemes lietojuma veidiem sateces baseinā, tāpēc baseina kopējā platība sadalīta klasēs, atbilstoši zemes lietojuma veidiem un katram zemes lietojuma veidam tika noteikts t. s. vielas izneses koeficients. Izneses koeficients raksturo vielas izskalošanās apjomus ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{gadā}$) no dažādām zemes lietojuma veidu platībām.

Vispārīgā veidā biogēno elementu izskalošanos no augsnes var aprakstīt

$$S_i = (\theta_1 a_{1i} + \theta_2 a_{2i} + \theta_3 a_{3i}),$$

kur a_{1i} , a_{2i} un a_{3i} – dažādu zemes lietojuma veidu klašu platības (piemēram, aramzeme, meži un purvi) apakšbaseinos,

θ_1 , θ_2 un θ_3 – eksporta koeficienti attiecīgajām zemes lietojuma veidu klasēm.

Tiek pieņemts, ka emisijas no punktveida avotiem P_i un biogēno elementu izsēšanās no atmosfēras D_i , attiecīgajiem apakšbaseiniem parasti ir zināmas.

Biogēnie elementi upēs un ezeros tiek aizturēti un transformēti. MESA modelī jēdziens „biogēno elementu aizturēšana” ir lietots, lai apzīmētu visus hidroloģiskos un bioģeoķīmiskos procesus (sedimentācija, denitrifikācija, bioloģiskā asimilēšana u. c.), kas samazina vai aizkavē biogēno elementu transportu.

Biogēno elementu aizturēšanas procesu parametrizācijai var izmantot empīriskas izteiksmes, piemēram:

$$R_i = 1 - \frac{1}{1 + \lambda \sqrt{\text{laukums}_i}}, \quad i = 1, 2, \dots, N,$$

kur R_i – biogēno elementu aizturēšana,

λ – ne–negatīvs parametrs,

laukums_i – apakšbaseina i platība.

Šīs izteiksmes pamatā ir pieņēmums, ka biogēno elementu aizturēšana galvenokārt notiek upes gultnē un aizturēšanas apjoms ir proporcionāls upes un tās pieteku garumam. Ja vielu aizturēšanas procesi notiek ezera ūdens kolonnā, tad var pieņemt, ka aizturētās vielas apjoms noteiktā laika periodā ir proporcionāls vielas koncentrācijai ūdenī un ezera tilpumam. Ja pieņem, ka ezerā nepastāv stratifikācija, tad vielu aizturēšanu apraksta vienādojumi:

$$q c_1 = q c_2 + \lambda V c_2$$

vai

$$r = 1 - c_2/c_1 = 1 - 1/(1 + \lambda V/q),$$

kur c_1 un c_2 – attiecīgi vielas koncentrācija ieplūstošajā un izplūstošajā ūdenī,

q – ūdens caurplūdums,

V – ezera tilpums,

$\lambda > 0$ – ne–negatīvs parametrs.

Vielas aizturēšana r ir funkcija no attiecības V/q , t. i., no ūdens uzturēšanās laika ezerā. Ja vielas aizturēšanas procesi pārsvarā notiek ezera sedimentos, tad var pieņemt, ka tie ir funkcija no A/q , kur A ir ezera platība. Tā kā q ir aptuveni proporcionāls ezera sateces baseina platībai, tad vielu aizturēšanas procesi ir atkarīgi no attiecības starp ezera platību un tā sateces baseina platību.

Neatkarīgi no procesu veida, vielu aizturēšanu dažādos apakšbaseinos var izteikt šādi:

$$r_j = 1 - 1 / (1 + \lambda x_j), \quad j = 1, 2, \dots, N,$$

kur x_j ir attiecīgais mainīgais parametrs.

MESAW modelī pieņemts, ka vielu aiztures procesi ir vienādi gan piesārņojumam no difūzajiem avotiem (S), gan piesārņojumam no punktveida avotiem (P). Kombinējot kā parametrus izteiktās pieplūdes ar empīriski noteikto zemes lietojuma raksturu, apakšbaseinu platības un punktveida avotu ietekmes, dažādo avotu ietekmes apakšbaseinā var aprakstīt kā parametru θ_1 , θ_2 , θ_3 , λ funkcijas un noteikt, salīdzinot ar eksperimentāli atrastajām slodzēm no apakšbaseina.

3. REZULTĀTI UN TO APSPIEŠANA

3.1. LATVIJAS VIRSZEMES ŪDEŅU ĶĪMISKĀ SASTĀVA RAKSTUROJUMS

3.1.1. Latvijas virszemes ūdeņu ķīmiskais sastāvs

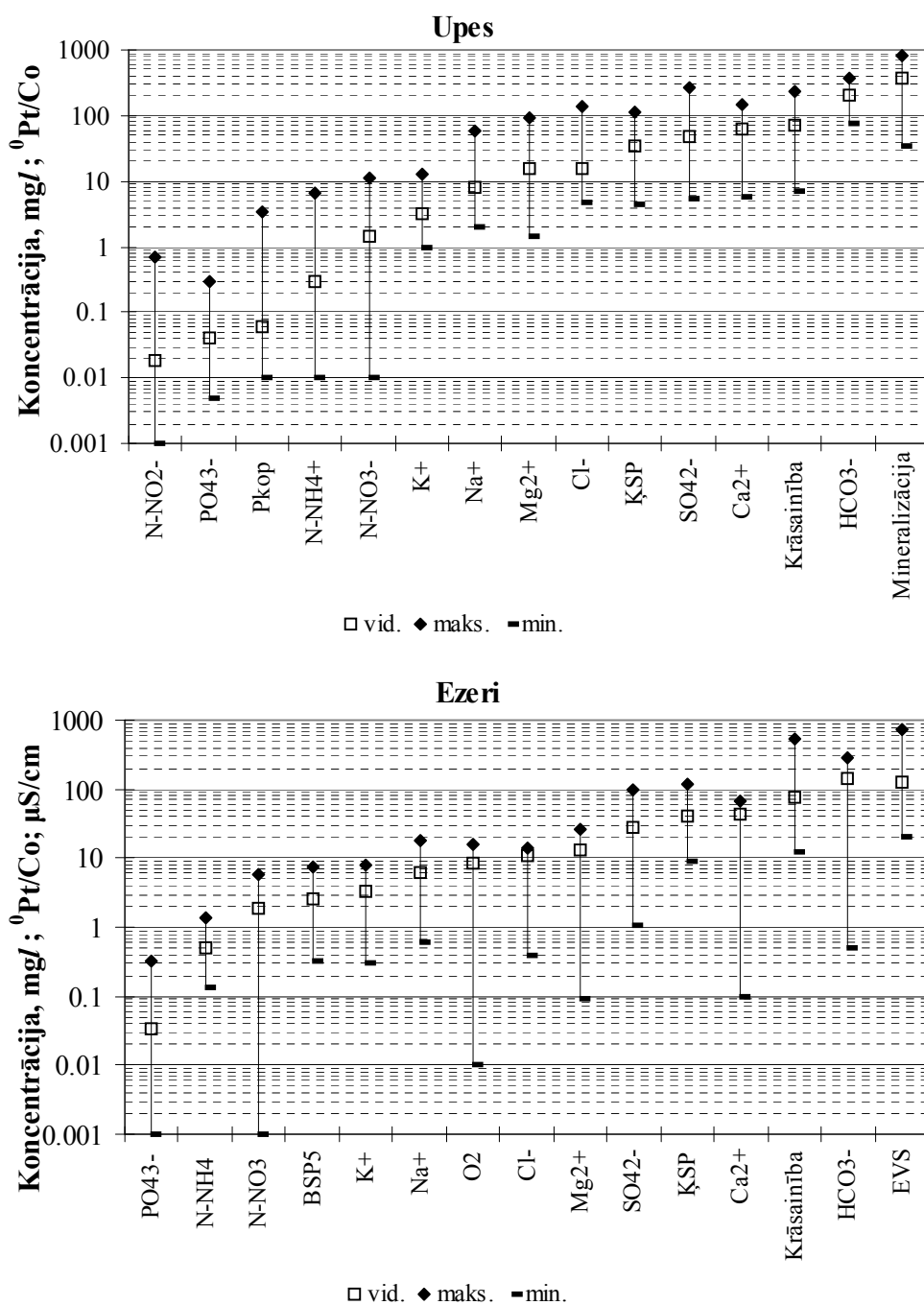
Latvijas virszemes ūdeņu ķīmisko sastāvu ietekmē ģeogrāfiskais novietojums, teritorijas ģeoloģiskā uzbūve, klimats, hidroloģiskie, ģeoķīmiskie un citi procesi. Lielākajās upēs ūdeņu sastāvs veidojas arī kaimiņvalstīs: Krievijā, Baltkrievijā, Lietuvā un Igaunijā.

pH vērtības Latvijas iekšzemes ūdeņos svārstās robežās no aptuveni 3,5 līdz 9. Zemākās pH vērtības raksturīgas purvu ezeriem, kuru sateces baseinā dominē kūdraugsnes. Purvu ezeriem raksturīgas augstas izšķīdušo organisko vielu koncentrācijas, no kurām lielāko daļu (65 – 80 %) veido humusvielas. Izšķīdušo organisko vielu sastāvā ietilpst arī zem molekulāras organiskās skābes, kas lielā mērā nosaka purvu ūdeņu zemās pH vērtības. Augstākās pH vērtības konstatētas eitrofos ezeros vasarā, kad notiek pirmprodukcijas intensīva veidošanās, kas spēj būtiski ietekmēt ūdeņu sastāvu. Paskābināšanās procesi Latvijas ezeros nav novēroti, jo augsnēs un ūdeņos ir augsts karbonāciju saturs, kas neitralizē skābos nokrišņus.

Organisko vielu saturs Latvijas virszemes ūdeņos novērtēts pēc bioķīmiskā skābekļa patēriņa (BSP₅), ķīmiskā skābekļa patēriņa (ĶSP) un ūdens krāsainības vērtībām. Pēdējos gados veiktas arī kopējā organiskā oglekļa analīzes, bet, tā kā šis rādītājs sāks noteikt tikai nesen, tad promocijas darba ietvaros kopējā organiskā oglekļa analīžu rezultāti izvērtēti nav. Latvijas virszemes ūdeņiem raksturīgs augsts organisko vielu saturs (3.1. att.). Upēm ar zemu antropogēno ietekmi BSP₅ vērtības parasti ir mazākas par 2 mg O₂/l un ĶSP vērtības nepārsniedz 20 mg O₂/l. BSP₅ vērtības, kas lielākas par 5 mg O₂/l, liecina par antropogēno slodzi upes baseinā. Augsti organisko vielu satura rādītāji ir arī purvu ezeriem un upēm ar lielu purvu platību īpatsvaru sateces baseinā. Augstākais izšķīdušo organisko vielu saturs konstatēts mazajās upēs, kuru sateces baseinā ir liels purvu īpatsvars, purvu ezeros, kā arī Lielupē un tās pietekās.

Elektrovadītspēja raksturo kopējo izšķīdušo vielu saturu. Augstākais kopējais izšķīdušo vielu saturs (virs 400 mg/l) konstatēts Lielupē un Ventā, savukārt Daugavā izšķīdušo vielu saturs palielinās tajos posmos, kur upes gultne iegrauzusies

pamatiežos, ko veido kaļķakmens un dolomīti. Arī mazajās upēs, kuru sateces baseinā dominē karbonātiem bagātas augsnes, ir novērota augsta izšķīdušo vielu koncentrācija. Paaugstināta izšķīdušo vielu koncentrācija konstatēta mazūdens periodos, galvenokārt vasarā un ziemā, kad upju galvenais barošanās avots ir pazemes ūdeņi, kuriem raksturīga augstāka mineralizācijas pakāpe. Zemākā izšķīdušo vielu koncentrācija novērota Salacā un Irbē.



3.1. attēls. Latvijas upju un ezeru ūdeņu ķīmiskais sastāvs (vidējās, maksimālās un minimālās vērtības laika posmā no 1977. līdz 2001. g.).

Latvijas virszemes ūdeņos dominējošie ir **hidrogēnkarbonāt-** un **karbonātion** (3.1. att.) un to augsto koncentrāciju nosaka teritorijas ģeoloģiskā uzbūve. Augstākā hidrogēnkarbonātionu koncentrācija (līdz 320 mg/l) noteikta Lielupē un tās pietekās, kā arī Abavā (290 mg/l). Zemākā koncentrācija konstatēta Gaujā (190 mg/l), Salacā (170 mg/l), daudzās mazajās upēs un purvu ezeros.

Augsto **kalcija** un **magnija jonu** koncentrāciju virszemes ūdeņos nosaka augsnes un pamatiežu dēdēšanas procesi. Augstākā šo jonu koncentrācija (virs 70 mg/l) ir konstatēta Lielupes baseinā. Vidēji kalcija jonu saturs upēs ir robežās 7 – 110 mg/l, bet magnija jonu saturs – no 3 līdz 60 mg/l. Zemākais šo jonu saturs (vidēji 52 mg/l) ir Salacas un tās pieteku ūdeņos, jo karbonātu saturs augsnēs šajā teritorijā ir zemāks.

Hlorīdjonu un **sulfātionu** daudzumu virszemes ūdeņos ietekmē gan dabiskie procesi – iežu dēdēšana, gruntsūdeņu un jūras ūdeņu intrūzija, izsēšanās no atmosfēras, gan arī antropogēnā darbība: rūpniecisko un komunālo notekūdeņu novadīšana, notece no fermām, ceļu kaisīšana ar sāli u. c. (Maxe, 2001).

Hlorīdjonu koncentrācija ūdeņos mainās robežās 3 – 80 mg/l, bet lielākajās upēs tā parasti nepārsniedz 18 mg/l. Augstākā koncentrācija konstatēta Lielupē un tās pietekās, kur hlorīdjonu saturs sasniedz pat 100 mg/l. Augstā hlorīdjonu koncentrācija šajā reģionā saistāma ar teritorijas ģeoloģisko uzbūvi, antropogēno slodzi, kā arī ar jūras ūdeņu ieplūšanu. Paaugstināta hlorīdjonu koncentrācija konstatēta Ventas baseina upēs, kur to nosaka mālu dēdēšanas procesi, gan, iespējams, arī izskalošanās no lauksaimniecības teritorijām un rūpniecisko notekūdeņu novadīšana. Savukārt augsto hlorīdjonu saturu lielāko upju grīvās nosaka periodiskas jūras ūdeņu ieplūdes. Zemākā šo jonu koncentrācija konstatēta Salacas baseinā (5 – 35 mg/l) un mazajās upēs, kuru sateces baseinā ir liels purvu īpatsvars, un purvu ezeros.

Sulfātionu koncentrācija virszemes ūdeņos ir robežās 5 – 300 mg/l. Arī augstākā sulfātionu koncentrācija konstatēta Lielupes baseinā (līdz pat 300 g/l). To nosaka nogulumiežu sastāvā esošā ģipša dēdēšanas un šķīšanas procesi.

Augstākā **nātrija** un **kālija jonu** koncentrācija raksturīga piejūras apgabalu upēm un ezeriem, ko nosaka gan jūras ūdeņu intrūzijas, gan teritorijas ģeoloģiskā uzbūve. Arī Lielupes baseinā konstatēta paaugstināta nātrija (14 mg/l) un kālija (4,8 mg/l) jonu koncentrācija. Tāpat monitoringa posteņos lejpus pilsētām novērota augstāka koncentrācija nekā posteņos augšpus pilsētām. Tas liecina par antropogēnās darbības ietekmi uz ūdeņu sastāvu. Zema šo jonu koncentrācija raksturīga purvu ezeriem un

upēm, kā arī tiem ezeriem un upēm, kuru sateces baseinā dominē organiskajām vielām bagātas augsnes, jo nātrija un kālija joni spēj sorbēties uz organisko vielu un mālu minerālu daļiņām un tādējādi tiek kavēti to izskalošanās no augsnes (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004). Kālija jonu saturs sezonālo mainību lielā mērā ietekmē arī bioloģisko procesu intensitāte, jo tas nepieciešams dzīvo organismu attīstībai.

Viens no galvenajiem faktoriem, kas ietekmē ūdeņu ķīmiskā sastāva veidošanos, ir ūdens notecē. Korelācijas analīzes rezultāti rāda, ka pastāv cieša negatīva sakarība ($p \leq 0,01$) starp ūdens caurplūdumu un mineralizāciju, kā arī galvenajiem neorganiskajiem joniem (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+}). Mazliet vājāka korelācija starp caurplūdumu un galvenajiem neorganiskajiem joniem konstatēta Ventā un arī Tebrā (3.1. tab.). Jāatzīmē, ka korelācijas koeficienti starp ūdens caurplūdumu un neorganisko jonu koncentrāciju dažādās upēs vairāk variē tiem joniem, kam ir specifiski vai reģionāli izcelsmes avoti (SO_4^{2-} , Cl^-) vai arī kas tiek patērēti atšķirīgos procesos (K^+). Tā, piemēram, korelācijas ciešums un koeficientu būtiskuma līmenis starp ūdens caurplūdumu un hlorīdjonu vai sulfātjonu koncentrāciju atsevišķām upēm ir zemāks ($p \leq 0,01$), bet būtiskuma līmenis korelācijas koeficientiem starp caurplūdumu un kālija jonu koncentrāciju – zemāks par $p = 0,05$. Reģionālā skatījumā vājāka korelācija starp caurplūdumu un galveno neorganisko jonu koncentrāciju pastāv Kurzemes upēm (Venta, Tebra). To var skaidrot ar atšķirībām upes ūdensguves apstākļos. Lielupei un tās pietekām galvenais ūdensguves avots ir sniega kušanas ūdeņi, Daugavas baseina upēm nozīmīgs ūdensguves avots ir pazemes ūdeņi, savukārt Kurzemes upēm salīdzinoši lielāka ir nokrišņu ietekme uz upju noteces veidošanos un rudenī maksimālais caurplūdums var pārsniegt pavasara palu caurplūdumu. Starp ūdens caurplūdumu un organisko vielu saturu raksturojošiem parametriem (ūdens krāsainība un ķīmiskais skābekļa patēriņš) eksistē pozitīva korelācija, tikai korelācijas ciešums kopumā ir nedaudz zemāks. No biogēnajiem elementiem ciešākā korelācija ar ūdens caurplūdumu vērojama nitrātjonu slāpekļa koncentrācijai, nedaudz vājāka šī korelācija konstatēta Daugavas baseina upēs. Korelācija starp caurplūdumu un amonija slāpekļa un fosfātjonu koncentrāciju ir vājāka nekā starp caurplūdumu un nitrātjonu slāpekli, kā arī korelācijas virziens dažādām upēm ir atšķirīgs. Šīs korelācijas ciešumu un virzienu ietekmē dažādu faktoru kopums, piemēram, atšķirīgie pieplūdes avoti, bioloģisko procesu nozīme, bet fosfātjonu gadījumā par nozīmīgu var uzskatīt arī pētāmo upju baseinu iekšējo slodzi.

Korelācija starp caurplūdumu un ūdeņu kvalitātes rādītāju koncentrāciju Latvijas upēs (1977. – 1999. g.)

Upe	Krāsai- nība	ĶSP	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Kopējā minera- lizācija	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
<i>Venta</i>	0,654** N=248	0,254** N=259	0,162** N=258	0,618** N=240	0,420** N=249	-0,413** N=150	-0,498** N=149	-0,187* N=156	-0,316** N=185	-0,240** N=156	-0,519** N=157	-0,668** N=159	-0,096 N=158
<i>Tebra</i>	0,545** N=196	0,203** N=196	-0,079 N=194	0,484** N=181	0,237* N=111	-0,687** N=124	-0,701** N=123	-0,315** N=118	-0,128 N=147	-0,625** N=117	-0,684** N=115	-0,476** N=119	0,167 N=119
<i>Lielupe</i>	0,528** N=264	0,209** N=264	-0,049 N=267	0,487** N=267	-0,362** N=267	-0,633** N=134	-0,433** N=136	-0,707** N=140	-0,624** N=149	-0,642** N=140	-0,448** N=140	-0,715** N=139	-0,363** N=140
<i>Salaca</i>	0,701** N=250	0,258** N=267	0,003 N=249	0,439** N=232	-0,058 N=240	-0,346** N=138	-0,390** N=138	-0,195* N=138	-0,146 N=140	-0,305** N=138	-0,373** N=138	-0,354** N=145	-0,313** N=144
<i>Gauja</i>	0,836** N=250	0,359** N=261	-0,012 N=258	0,618** N=233	0,104 N=257	-0,835** N=143	-0,867** N=142	-0,545** N=143	-0,420** N=147	-0,832** N=143	-0,820** N=143	-0,646** N=148	-0,169* N=148
<i>Tulija</i>	0,366** N=106	0,285** N=106	0,036 N=101	0,558** N=104	0,016 N=92	-0,796** N=98	-0,795** N=97	-0,586** N=98	-0,317** N=99	-0,799** N=96	-0,774** N=98	-0,567** N=92	0,237* N=92
<i>Daugava</i>	0,710** N=225	0,249** N=229	-0,119 N=231	0,327** N=212	0,036 N=215	-0,726** N=141	-0,787** N=136	-0,435** N=141	-0,397** N=161	-0,698** N=141	-0,665** N=142	-0,752** N=145	0,109 N=145
<i>Aiviekste</i>	0,697** N=212	0,193** N=222	0,014 N=222	0,396** N=204	-0,093 N=223	-0,633** N=126	-0,700** N=126	-0,298** N=126	-0,324** N=144	-0,622** N=127	-0,610** N=126	-0,680** N=135	-0,139 N=135
<i>Dubna</i>	0,683** N=211	0,141 N=223	-0,028 N=222	0,626** N=216	-0,222** N=214	-0,688** N=119	-0,736** N=120	-0,251** N=119	-0,406** N=120	-0,615** N=120	-0,656** N=120	-0,763** N=125	-0,008 N=126

* – p ≤ 0,05

** – p ≤ 0,01

N – novērojumu skaits

Kopsakarības starp caurplūdumu kā atkarīgo mainīgo un ūdeņu ķīmiskā sastāva parametru koncentrāciju var analizēt, izmantojot daudzfaktoru regresijas vienādojumus (3.2. un 3.3. tab.). Vienādojumus var uzskatīt par statistiski ticamiem, ja regresijas koeficients R ir lielāks par 0,70 (Liepa, 1974). Zemākie regresijas koeficienti vienādojumos, kas apraksta caurplūduma un neorganisko jonu koncentrācijas kopsakarības, konstatēti Kurzemes upēm. To, iespējams, var skaidrot ar Kurzemes upju hidroloģiskā režīma īpatnībām, piemēram, relatīvi augstiem caurplūdumiem rudens mēnešos (3.2. tab.). Analizējot daudzfaktoru regresijas vienādojumus, redzams, ka ūdens caurplūduma ietekme uz galveno neorganisko jonu koncentrāciju atšķiras no ietekmes uz organisko vielu un biogēno elementu saturu.

Attiecības starp ūdeņu ķīmiskā sastāva komponentu koncentrācijām un caurplūdumu var norādīt, cik lielas ir ūdens noteces buferespējas, palielinot vai samazinot izšķīdušo vielu noteci. Mazūdens periodā galveno katjonu koncentrācijas atšķirības starp dažādām upēm ir diezgan krasī izteiktas. To var skaidrot ar gruntsūdeņu ķīmiskā sastāva ietekmi uz virszemes ūdeņu sastāvu, bet, caurplūdumam pieaugot, šīs atšķirības izlīdzinās. Savukārt, pastāvot augstiem caurplūdumiem, ūdeņu ķīmisko sastāvu būtiski ietekmē nokrišņu daudzums un to ķīmiskais sastāvs, kā arī virszemes notece. Lai arī intensīvu nokrišņu laikā un intensīvas virszemes noteces rezultātā, piemēram, sniega kušanas laikā, pieaug erozija un dēdēšanas procesu intensitāte, tomēr dominējošais ir virszemes ūdeņu atšķaidīšanās efekts. Tā rezultātā pavasara palu laikā konstatētas zemākās virszemes ūdeņu mineralizācijas vērtības. Tāpat šajā laikā vērojama arī ūdeņu paskābināšanās, ko izraisa sniega segā uzkrājušos vielu nokļūšana virszemes ūdeņos.

Ūdens caurplūduma ietekme uz ķīmiskā skābekļa patēriņu un krāsainību ir atšķirīga. Ūdens caurplūduma palielināšanās izraisa salīdzinoši nelielu ūdens organisko vielu satura indikatoru pieaugumu. Ūdens organisko vielu satura indikatoriem vērojama lielāka izkliede nekā minerālajiem komponentiem. Pastāvot lieliem caurplūdumiem (piemēram, Daugavā – virs 1000 m³/s), ūdens organisko vielu satura indikatoru vērtības vairs būtiski nemainās un var uzskatīt, ka ir sasniegts noteikts piesātinājuma līmenis. Tāda organisko vielu koncentrācijas atkarība no caurplūduma norāda uz atšķirīgiem procesiem, kas nosaka galvenās organisko un neorganisko vielu plūsmas. Organisko vielu saturu drīzāk nosaka augsnes erozija. Ūdens caurplūduma pieaugums izraisa vienlaicīgu organisko vielu pieaugumu ūdeņos,

kamēr to daudzums sasniedz noteiktu piesātinājuma līmeni, kāds raksturīgs katrai ūdenstilpei.

Daudzfaktoru regresijas vienādojumi ūdens caurplūdamam (Q) un izšķīdušo neorganisko vielu koncentrācijai (1977–1997)

Upe	Formula	Daudzfaktoru korelācijas koeficients	Determinācijas indekss
<i>Venta</i>	$Q=324,675-2,927x_1-6,701x_2-2,903x_3-1,992x_4-22,780x_5+3,608x_6+3,955x_7+1,523x_8$	0,501	0,251
<i>Tebra</i>	$Q=31,131-0,070x_1-0,144x_2+0,067x_3+0,116x_4-0,735x_5+0,102x_6+0,018x_7-0,023x_8$	0,576	0,331
<i>Lielupe</i>	$Q=785,140-1,433x_1+0,315x_2-2,615x_3-1,933x_4+0,447x_5+28,173x_6-0,136x_7-0,142x_8$	0,754	0,568
<i>Misa</i>	$Q=40,266-0,142x_1+0,551x_2+0,052x_3-0,056x_4-0,541x_5+0,003x_6-0,009x_7+0,001x_8$	0,728	0,530
<i>Iecava</i>	$Q=36,350-0,099x_1+0,970x_2-0,002x_3-0,093x_4-0,741x_5+2,808x_6+0,076x_7-0,046x_8$	0,602	0,363
<i>Gauja</i>	$Q=446,475-0,572x_1-5,326x_2+0,465x_3+0,008x_4+0,156x_5+12,199x_6-1,841x_7-0,245x_8$	0,878	0,770
<i>Tulija</i>	$Q=2,620-0,015x_1+0,038x_2-0,026x_3-0,014x_4+0,020x_5+0,019x_6+0,026x_7-0,002x_8$	0,733	0,537
<i>Salaca</i>	$Q=174,945-1,659x_1+2,483x_2+0,992x_3-2,179x_4-0,801x_5+4,205x_6+2,614x_7+0,165x_8$	0,828	0,687
<i>Daugava</i>	$Q=2050,965-26,973x_1+29,121x_2+32,737x_3-12,812x_4-2,831x_5+152,020x_6+41,588x_7+0,800x_8$	0,792	0,627
<i>Aiviekste</i>	$Q=217,739-3,003x_1+6,828x_2-1,901x_3-2,139x_4-5,567x_5+16,825x_6+4,611x_7+0,534x_8$	0,768	0,589
<i>Dubna</i>	$Q=123,072-0,719x_1+1,543x_2+0,790x_3+0,129x_4-4,436x_5+3,824x_6+0,177x_7+0,063x_8$	0,857	0,735

 $x_1 - \text{HCO}_3^-$, mg/l $x_2 - \text{Mg}^{2+}$, mg/l $x_3 - \text{Cl}^-$, mg/l $x_4 - \text{SO}_4^{2-}$, mg/l $x_5 - \text{Na}^+$, mg/l $x_6 - \text{K}^+$, mg/l $x_7 - \text{Ca}^{2+}$, mg/l $x_8 - \text{mineralizācija}$, mg/l

Daudzfaktoru regresijas vienādojumi ūdens caurplūdamam (Q) un organisko vielu satura indikatoru un biogēno elementu koncentrācijai (1977–1997)

Upe	Formula	Daudzfaktoru korelācijas koeficients	Determinācijas indekss
<i>Venta</i>	$Q = -51,604 + 2,896x_1 - 0,561x_2 - 25,709x_3 + 874,660x_4 + 5,468x_5 + 604,667x_6$	0,559	0,313
<i>Tebra</i>	$Q = 0,698 + 0,167x_1 - 0,053x_2 - 10,940x_3 - 73,847x_4 + 2,792x_5 - 47,758x_6$	0,651	0,424
<i>Lielupe</i>	$Q = -98,074 + 3,094x_1 - 0,415x_2 - 18,243x_3 - 476,323x_4 + 6,583x_5 + 388,545x_6$	0,490	0,240
<i>Misa</i>	$Q = 2,366 + 0,056x_1 - 0,015x_2 - 0,302x_3 - 33,479x_4 + 0,886x_5 - 3,566x_6$	0,444	0,197
<i>Gauja</i>	$Q = -14,995 + 1,542x_1 + 0,009x_2 - 32,899x_3 + 695,077x_4 + 16,882x_5 - 290,288x_6$	0,771	0,594
<i>Tulija</i>	$Q = -0,482 + 0,008x_1 - 0,005x_2 - 0,043x_3 + 2,729x_4 + 0,827x_5 - 4,457x_6$	0,774	0,600
<i>Salaca</i>	$Q = -18,307 + 0,630x_1 - 0,109x_2 - 2,876x_3 - 1,274x_4 + 14,855x_5 + 166,331x_6$	0,702	0,493
<i>Daugava</i>	$Q = -294,718 + 7,208x_1 + 4,834x_2 - 258,783x_3 + 7363,246x_4 + 214,593x_5 - 2769,840x_6$	0,588	0,346
<i>Aiviekste</i>	$Q = -17,370 + 0,790x_1 - 0,244x_2 + 8,884x_3 + 529,349x_4 + 19,357x_5 - 208,985x_6$	0,637	0,406
<i>Dubna</i>	$Q = -1,373 + 0,246x_1 + 0,006x_2 + 4,396x_3 - 233,147x_4 + 10,389x_5 - 59,979x_6$	0,663	0,440

x_1 – krāsainība, Pt/Co

x_2 – $\bar{K}SP$, mg/l

x_3 – $N-NH_4^+$, mg/l

x_4 – $N-NO_2^-$, mg/l

x_5 – $N-NO_3^-$, mg/l

x_6 – $P-PO_4^{3-}$, mg/l

Analizējot izšķīdušo jonu koncentrāciju savstarpējo korelāciju (3.4. tab.), redzams, ka visciešākā kopsakarība pastāv starp HCO_3^- un Ca^{2+} joniem. To nosaka kaļķakmens un dolomītu dēdēšana. Vājāka korelācija pastāv starp HCO_3^- un Mg^{2+} jonu koncentrāciju. Tas norāda, ka bez dolomītu dēdēšanas magnija joniem ir atšķirīgi avoti. Vāja korelācija pastāv starp HCO_3^- un SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ . Šis atzinums liecina par to, ka hidroģēnkarbonātu jonu saturu ūdeņos nosaka atšķirīgi faktori.

3.4. tabula

**Korelācija starp galveno neorganisko jonu koncentrāciju Latvijas upēs
(1977. – 1999. g.) ($p < 0,01$; N – novērojumu skaits)**

	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+
Cl^-	0,580 N=1518						
SO_4^{2-}	0,616 N=1507	0,734 N=1548					
Ca^{2+}	0,918 N=1057	0,694 N=1542	0,761 N=1535				
Mg^{2+}	0,877 N=1506	0,694 N=1548	0,763 N=1540	0,884 N=1541			
Na^+	0,655 N=1496	0,844 N=1535	0,671 N=1520	0,709 N=1530	0,698 N=1526		
K^+	0,442 N=1491	0,756 N=1530	0,629 N=1515	0,536 N=1526	0,564 N=1521	0,653 N=1567	
Mineralizācija	0,928 N=1351	0,742 N=1393	0,795 N=1387	0,972 N=1379	0,930 N=1384	0,764 N=1364	0,569 N=1359

3.1.2. Latvijas virszemes ūdeņu izpētes metodoloģija un to klasifikācijas iespējas

Ūdeņu ķīmiskā sastāva pētīšanai iespējams analizēt arī attiecības starp dažādu ūdeņu ķīmiskā sastāva komponentu koncentrācijām un tādējādi novērtēt faktorus, kas ietekmē ūdeņu sastāvu un vielu atrašanās formas (Hounslow, 1995).

Latvijas upju ūdeņi ir pārsatināti ar karbonātiem dēdēšanas produktiem. Par to liecina Lanželjē indeksa pozitīvās vērtības (3.5. tab.). Vislielākā karbonātiem dēdēšanas ietekme uz ūdeņu sastāvu konstatēta Lielupes baseina upēs. Savukārt vairāku ezeru ūdeņi (piemēram, Cirišs, Rušons) nav piesātināti ar karbonātiem dēdēšanas produktiem. Atsevišķos purvu ezeros (Mazezers, Lielezers, Soku ezers un Siksālas ezers) Lanželjē indeksa vērtības ir pat ļoti zemas.

Nātrija adsorbcijas indeksa (NAI) vērtības Latvijas upju ūdeņiem ir zemas (augstākas vērtības konstatētas vienīgi Lielupes baseina upēs), un tas rāda, ka adsorbēto Ca^{2+} un Mg^{2+} jonu aizvietošana ar Na^{+} joniem Latvijas upju ūdeņiem nav raksturīga. Salīdzinoši augstas NAI vērtības konstatētas atsevišķos Piejūras zemienes ezeros (Mazais Baltezers, Babītes ezers), kur raksturīga sāļo ūdeņu ieplūde.

3.5. tabula

Latvijas virszemes ūdeņos izšķīdušo galveno neorganisko jonu satura indeksi

Upe, ezers	Lanželjē indekss	NAI	Katjonu summa, meq/l	Kop. izšķīd. vielu saturs, mg/l
UPES				
Lielupes baseins				
<i>Platone</i>	0,93	0,8	10,0351	717
<i>Misa</i>	0,65	0,2	5,4452	409
<i>Auce</i>	0,51	0,3	7,5519	551
<i>Mūsa</i>	0,65	0,5	12,2870	897
<i>Svēte</i>	0,73	0,2	8,3983	579
Ventas baseins				
<i>Ciecere</i>	0,11	0,2	4,2527	320
<i>Abava</i>	1,05	0,2	7,2445	538
<i>Rīva</i>	0,36	0,1	5,0663	407
<i>Durbe</i>	0,18	0,1	4,2472	360
<i>Dorupe</i>	0,00	0,1	5,8861	494
<i>Tosele</i>	0,36	0,2	6,0970	438
Gaujas baseins				
<i>Tulija</i>	0,64	0,1	4,2560	324
<i>Abuls</i>	0,75	0,2	5,6176	416
Salacas baseins				
<i>Rūja</i>	0,89	0,1	4,1836	318
<i>Briede</i>	0,76	0,2	4,8865	368
Daugavas baseins				
<i>Dubna</i>	0,25	0,2	4,9816	374
<i>Aiviekste</i>	0,34	0,2	4,7211	351
<i>Rēzekne</i>	0,31	0,2	4,0895	309
EZERI				
<i>Mazezers</i>	-2,40	0,1	0,9226	63
<i>Lielezers</i>	-2,44	0,1	1,0155	67
<i>Soku ezers</i>	-4,52	0,1	0,4383	30
<i>Mazais Plencis</i>	0,42	0,1	3,5965	279
<i>Siksalas ezers</i>	-3,32	0,2	0,8455	83
<i>Islienas ezers</i>	-0,69	0,1	1,4996	128
<i>L. Ludzas ezers</i>	0,90	0,3	3,4842	270
<i>Lubāns</i>	0,55	0,2	4,2485	319
<i>Rāznas</i>	0,18	0,1	3,1787	239
<i>Burtnieks</i>	0,57	0,1	4,1614	316
<i>Alūksnes ezers</i>	0,09	0,4	2,551	188
<i>Babītes ezers</i>		0,5	8,9795	623

Mazais Baltezers	0,33	0,8	5,9099	453
Cirišs	-0,26	0,1	3,2791	252
Rušons	-0,15	0,1	3,7335	245

$\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$ attiecības vērtības Latvijas virszemes ūdeņos nepārsniedz 0,5, un tas norāda, ka sāļo ūdeņu pieplūde ir maznozīmīga (3.6. tab.). Paaugstinātas $\frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$ vērtības norāda uz dolomītu un kalcīta dēdēšanas procesu nozīmi, arī attiecības $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}}$ augstās vērtības rāda, ka galvenais kalcija avots Latvijas virszemes ūdeņos nav ģīpša šķīšana, izņemot dažus Lielupes baseina ezerus un upes. Atsevišķos ezeros, piemēram, Engures ezerā, viens no sulfātu avotiem var būt arī sulfīdu, piemēram, pīrīta oksidēšanās. Arī attiecība $\frac{HCO_3^-}{\sum anjoni}$ rāda, ka karbonātu dēdēšanas procesi ir noteicošais faktors, kas ietekmē ūdeņu sastāvu. Izņēmums ir daži Lielupes baseina ezeri un upes, kuros liela nozīme ir ģīpša dēdēšanas procesiem, kā arī piejūras ezeri, kuru ķīmisko sastāvu ietekmē jūras ūdeņu intrūzija. Savukārt purvu un hipereitrofos ezeros liela nozīme ir organisko vielu pieplūdei.

Saskaņā ar Aļekina klasifikāciju ūdeņi tiek grupēti pēc dominējošā katjona un anjona un lielākā daļa Latvijas virszemes ūdeņu pieder pie hidrogēnkarbonātu klases (aptuveni 44 % ūdeņu) un kalcija grupas (aptuveni 41 %). Magnija grupas ūdeņi ir reti sastopami, un tie galvenokārt parādās sezonālu norišu rezultātā. Pie magnija grupas ūdeņi var piederēt mazūdens periodā, kad galvenais ezera vai upes barošanās avots ir pazemes ūdeņi, kas bagāti ar dolomītu un citu magniju saturošu iežu dēdēšanas produktiem. Pie nātrija grupas pieder piejūras ezeri, ja tajos ir vērojama jūras ūdeņu pieplūde.

Aļekina klasifikācijas trūkums ir tas, ka tajā tiek izmantots ļoti ierobežots skaits jonu, bet šo metodi var papildināt, iekļaujot vairākus jonus, kā arī organiskās skābes. Vispirms katjoni un pēc tam anjoni tiek sarindoti pēc to koncentrācijām (3.7. tab.). Tādējādi lielākā daļa Latvijas ūdeņu pieder pie Ca–Mg–HCO₃ grupas. Ca–HCO₃ grupa, kurā Mg²⁺ koncentrācija ir zema, ir reti sastopama un pie tās pieder atsevišķas upes (Viesata, Ogupe, Turlava) un ezeri (Ludzas, Zvirgzdu, Mordangas ezers). Lielupes baseina ūdeņiem un atsevišķiem piejūras ezeriem (Kaņieris, Liepājas ezers) raksturīga paaugstināta sulfātjonu koncentrācija, un tie pieder pie Ca–Mg–HCO₃–SO₄ grupas. Ūdeņi ar paaugstinātu hlorīdjonu saturu var piederēt pie Ca–Mg–HCO₃–Cl

grupas (Tumšupe, Rauza, Mazezers) vai Ca–HCO₃–Cl grupas, kas ietver piejūras ezerus (Sāruma ezers). Šī metode ļauj izdalīt atsevišķā grupā purvu ezerus, kam ir raksturīga zema mineralizācija un neorganisko jonu koncentrācija, bet augsts organisko vielu saturs – Mg–Ca–HS*–HCO₃ grupa (Siksalas ezers) vai Na–Mg–Ca–HS–HCO₃–Cl grupa (Tolkovas, Soku ezeri).

3.6. tabula

Galveno neorganisko jonu attiecības Latvijas virszemes ūdeņos

Upe, ezers	Na / (Na+Cl)	Mg / (Mg+Ca)	Ca / (Ca+SO ₄)	(Ca+Mg)/ SO ₄	Cl/ Σ anjoni	HCO ₃ ⁻ / Σ anjoni
UPES						
Lielupes baseins						
<i>Platone</i>	0,45	0,39	0,71	4,0	0,21	0,59
<i>Misa</i>	0,50	0,31	0,77	4,8	0,06	0,74
<i>Auce</i>	0,37	0,31	0,76	4,6	0,12	0,68
<i>Mūsa</i>	0,43	0,24	0,60	2,0	0,12	0,44
<i>Svēte</i>	0,34	0,29	0,78	5,0	0,11	0,68
Ventas basins						
<i>Ciecere</i>	0,43	0,29	0,81	6,1	0,08	0,77
<i>Abava</i>	0,40	0,32	0,79	5,6	0,07	0,75
<i>Rīva</i>	0,23	0,26	0,84	7,1	0,09	0,78
<i>Durbe</i>	0,22	0,33	0,91	14,8	0,11	0,83
<i>Tosele</i>	0,24	0,32	0,82	6,5	0,15	0,70
Gaujas baseins						
<i>Tulija</i>	0,42	0,30	0,81	6,0	0,04	0,80
<i>Abuls</i>	0,34	0,27	0,81	5,8	0,09	0,74
Salacas baseins						
<i>Rūja</i>	0,44	0,28	0,80	5,7	0,05	0,78
<i>Briede</i>	0,44	0,29	0,83	6,9	0,08	0,78
Daugavas baseins						
<i>Dubna</i>	0,47	0,33	0,81	6,5	0,08	0,77
<i>Aiviekste</i>	0,44	0,28	0,78	4,9	0,08	0,73
<i>Rēzekne</i>	0,47	0,28	0,81	6,0	0,07	0,77
EZERI						
<i>Mazezers</i>	0,12	0,23	0,78	4,7	0,31	0,44
<i>Lielezers</i>	0,30	0,69	0,61	5,1	0,13	0,65
<i>Soku ezers</i>	0,25	0,54	0,53	2,5	0,18	0,45
<i>Mazais Plencis</i>	0,49	0,45	0,82	8,4	0,02	0,86
<i>Siksalas ezers</i>	0,46	0,29	0,48	1,3	0,12	0,47
<i>Islienas ezers</i>	0,25	0,18	0,76	4,0	0,09	0,68
<i>L. Ludzas ezers</i>	0,42	0,38	0,79	6,1	0,13	0,74
<i>Lubāns</i>	0,41	0,35	0,81	6,5	0,09	0,76
<i>Rāznas ezers</i>	0,42	0,33	0,79	5,8	0,07	0,77
<i>Burtnieks</i>	0,43	0,28	0,81	5,9	0,06	0,78
<i>Alūksnes ezers</i>	0,51	0,28	0,74	3,9	0,16	0,64
<i>Babītes ezers</i>	0,43	0,41	0,58	2,4	0,15	0,48
<i>Mazais Baltezers</i>	0,39	0,27	0,84	7,4	0,28	0,62
<i>Cirīšs</i>	0,22	0,39	0,89	13,6	0,11	0,83
<i>Rušons</i>	0,32	0,49	0,88	14,1	0,09	0,82

* HS – humīnskābe

<i>Ilzas– Geraņimovas ezers</i>	0,25	0,43	0,86	11,3	0,11	0,80
<i>Juglas ezers</i>	0,50	0,19	0,68	2,7	0,24	0,48
<i>Slokas ezers</i>	0,60	0,11	0,96	28,3	0,36	0,42

Ūdeņu ķīmiskā sastāva izpētē plaši izmanto arī grafiskās datu analīzes metodes, kas sniedz vispārīgu pārskatu par jonu koncentrācijām un to attiecībām. Pazīstamākās ir Paipera, Šellera, Durova diagrammas u. c. Štifa diagrammā grafiski tiek attēlotas trīs galveno katjonu un trīs anjonu koncentrācijas (3.7. tab.).

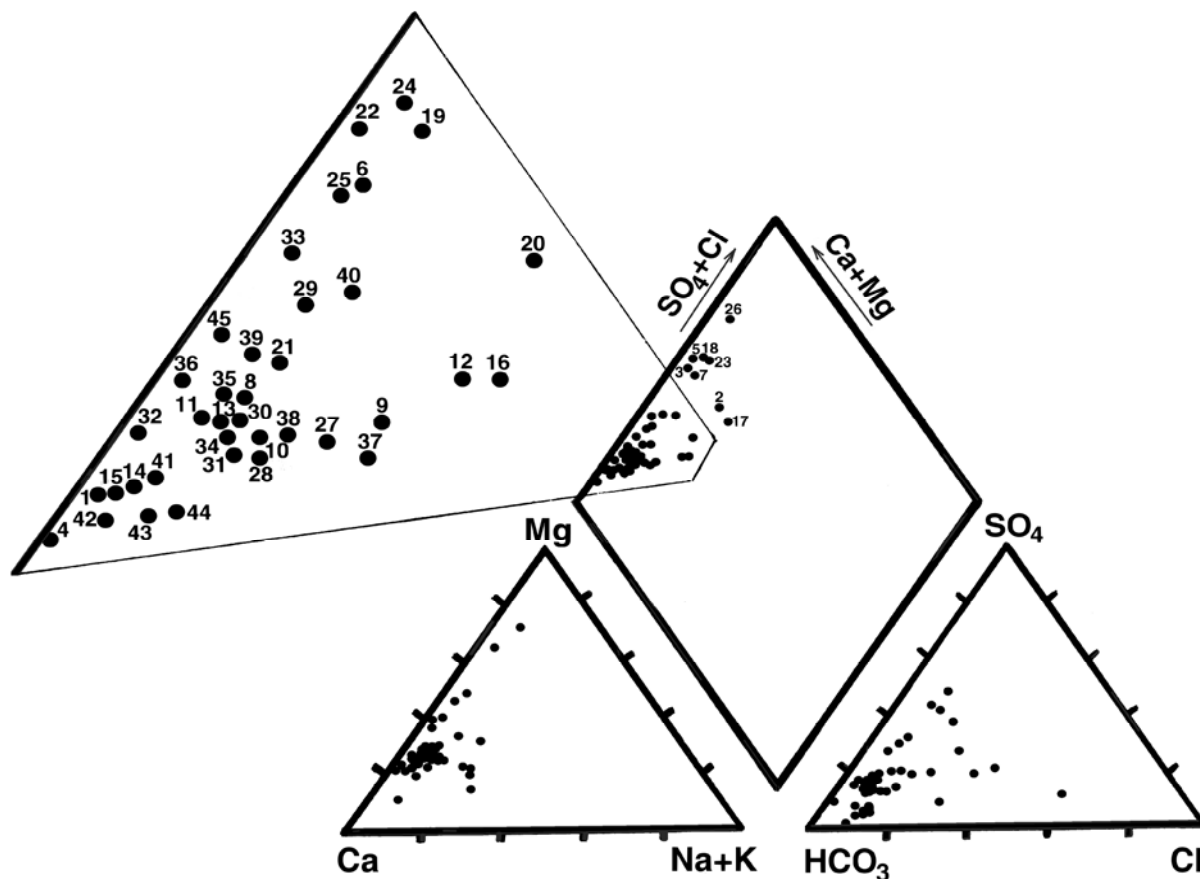
3.7. tabula

Galvenie virszemes ūdeņu tipi Latvijā

Ūdeņu tips	Ūdeņu tips pēc Aļekina	Piemērs	Štifa diagramma
Ca–Mg– HCO₃	hidrogēnkarbonātu klase, kalcija grupa	Salaca, Daugava	
Ca–HCO₃	hidrogēnkarbonātu klase, kalcija grupa	Viesata	
Ca–HCO₃– Cl	hidrogēnkarbonātu klase, kalcija grupa	Sāruma ezers	
Ca–Mg– HCO₃–SO₄	hidrogēnkarbonātu klase, kalcija grupa	Kaņieris	
Mg–Ca– HS–HCO₃ Na–Mg– Ca–HS– HCO₃–Cl	–	Tolkovas ezers	

Galveno jonu satura attēlojums Paipera diagrammā rāda, ka lielākajai daļai Latvijas virszemes ūdeņu raksturīga bikarbonātu cietība, ko nosaka paaugstināta kalcija, magnija un hidrogēnkarbonātjonu koncentrācija (3.2. att.). Izņēmums ir Lielupes baseina upes, kur raksturīga lielāka sulfātjonu koncentrācija, kā arī piejūras

ezeri, kuros vērojama jūras ūdens pieplūde. Tāpat atsevišķi izdalās purvu ezeru ūdeņi, kuri projicējas rombveida diagrammas augšdaļā, jo tiem ir lielāks hlorīdjonu īpatsvars kopējā izšķīdušo vielu daudzumā.



Ezeri

1. Mazais Plencis
2. Islienas ezers
3. Siksalas ezers
4. Dreimaņu ezers
5. Soku ezers
6. Lielezers
7. Mazezers
8. Rāznas
9. L. Ludzas ezers
10. Lubāns
11. Burtnieks

12. Alūksnes ezers
13. Ilzas–
Ģeraņimovas ezers
14. Rušons
15. Cirišs
16. Mazais Baltezers
17. Juglas ezers
18. Slokas ezers
- Ūpes**
19. Lielupe
20. Platone
21. Misa
22. Mēmele

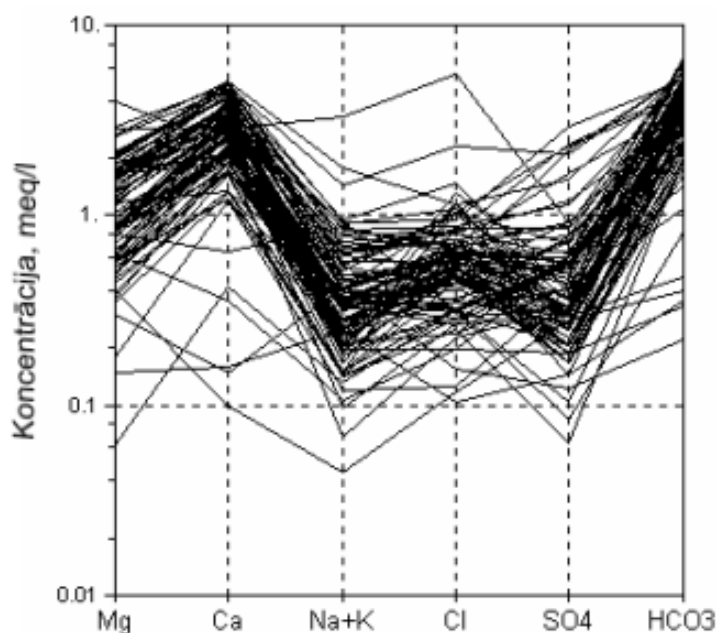
23. Mūsa
24. Iecava
25. Svēte
26. Auce
27. Daugava
28. Dubna
29. Aiviekste
30. Rēzekne
31. Gauja
32. Tulija
33. Abuls
34. Ludza

35. Salaca
36. Rūja
37. Venta
38. Ciecere
39. Abava
40. Tosele
41. Ziemupe
42. Burbuļupe
43. Dorupe
44. Darvdedzgrāvis
45. Rīva

3.2. attēls. Virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva attēlojums Paipera diagrammā.

Arī Šellera diagramma, kurā attēlots 50 upju un ezeru ūdeņu ķīmiskais sastāvs, liecina, ka Latvijas virszemes ūdeņiem raksturīgs augsts kalcija un hidroģēnkarbonātionu saturs (3.3. att.), turklāt ūdeņu ķīmiskais sastāvs Latvijas

lielākajās upēs un ezeros ir samērā līdzīgs. Lielākas atšķirības vērojamas starp mazajām ūdenstecēm.



3.3. attēls. Virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva attēlojums Šellera diagrammā.

Vienas no efektīvākajām metodēm, kuras izmantojamas tik kompleksu sistēmu kā virszemes ūdeņu sastāva raksturošanai, ir daudzfaktoru datu analīzes metodes. Ar galveno komponentu un faktoranalīzes metodēm tiek pētīti ūdensobjektos noritošie procesi, kas nosaka ūdeņu kvalitātes telpisko un temporālo mainību (Reisenhofer et al., 1995; Petersen et al., 2001; Bengraïne and Marhaba, 2003; Shrestha and Kazama, 2006). Iegūto informāciju iespējams izmantot ūdeņu klasifikācijas un virszemes ūdeņu monitoringa tīkla pilnveidošanai (Kowalkowski et al., 2006).

Disertācijas ietvaros daudzfaktoru datu analīzes veiktas 14 Latvijas virszemes ūdeņu sastāva rādītāju vidējām vērtībām, kuri iegūti 22 monitoringa stacijās laika posmā no 1991. līdz 2001. gadam.

Galveno komponentu analīze rāda, ka pirmie 7 komponenti izskaidro 99,1 % no ūdeņu ķīmiskā sastāva datu kopas variabilitātes, bet 3 svarīgākie komponenti, kuru īpašvērtības pārsniedz 1, izskaidro 90,5 % no datu mainības (3.8. tab.).

Latvijas virszemes ūdeņu ķīmisko sastāvu un tā veidošanos ietekmējošo faktoru īpašvērtības un izskaidrotās dispersijas (dati no 22 monitoringa posteņiem, 1991. – 2001. g.)*

Komponents	Īpašvērtības		
	Kopējā dispersija	% no kopējās dispersijas	Kumulatīvā dispersija, %
1	8,558	61,127	61,127
2	2,892	20,657	81,784
3	1,226	8,759	90,543
4	0,430	3,073	93,616
5	0,410	2,929	96,545
6	0,252	1,798	98,342
7	0,106	0,757	99,100
8	0,049	0,350	99,449
9	0,041	0,291	99,740
10	0,021	0,147	99,888
11	0,007	0,050	99,937
12	0,006	0,045	99,982
13	0,002	0,013	99,996
14	0,001	0,004	100,000

* Ekstrakcijas metode – galveno komponentu analīze.

Pirmajiem trijiem komponentiem, kuru īpašvērtības pārsniedz 1, aprēķinātas faktorslodzes, izmantojot *Varimax* rotācijas metodi. Iegūtie rezultāti rāda, ka pirmais faktors vislabāk apraksta galveno neorganisko jonu koncentrācijas mainību, bet uz kopējā slāpekļa un nitrātjonu slāpekļa saturu šī faktora ietekme ir vājāka (3.9. tab.). Pirmais faktors būtu saistāms galvenokārt ar dabiskiem procesiem – fiziski ģeogrāfiskiem nosacījumiem. Otrais faktors/komponents korelē ar kopējā fosfora, fosfātjonu, kā arī ar amonija un nitrītjonu slāpekļa koncentrāciju, vājāka korelācija šim faktoram ir ar kopējā slāpekļa un nitrātjonu slāpekļa saturu. Otro faktoru iespējams saistīt ar punktveida piesārņojuma ietekmi. Faktoranalīze rāda, ka kopējā slāpekļa un arī nitrātjonu slāpekļa saturu Latvijas upēs vairāk ietekmē atšķirīgi faktori nekā tie, kas nosaka amonija un nitrītjonu slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju. Nitrātjonu galvenais avots ir to pieplūde ar augsnes ūdeņiem un gruntsūdeņiem no sateces baseina, piemēram, izskalojoties minerālmēsliem. Trešais faktors saistāms ar ķīmiskā skābekļa patēriņa saturu, vājāka saistība tam ir ar amonija slāpekļa koncentrāciju upju ūdeņos, un šis faktors, iespējams, raksturo purvu un mitrzemju platību ietekmi uz ūdeņu sastāvu.

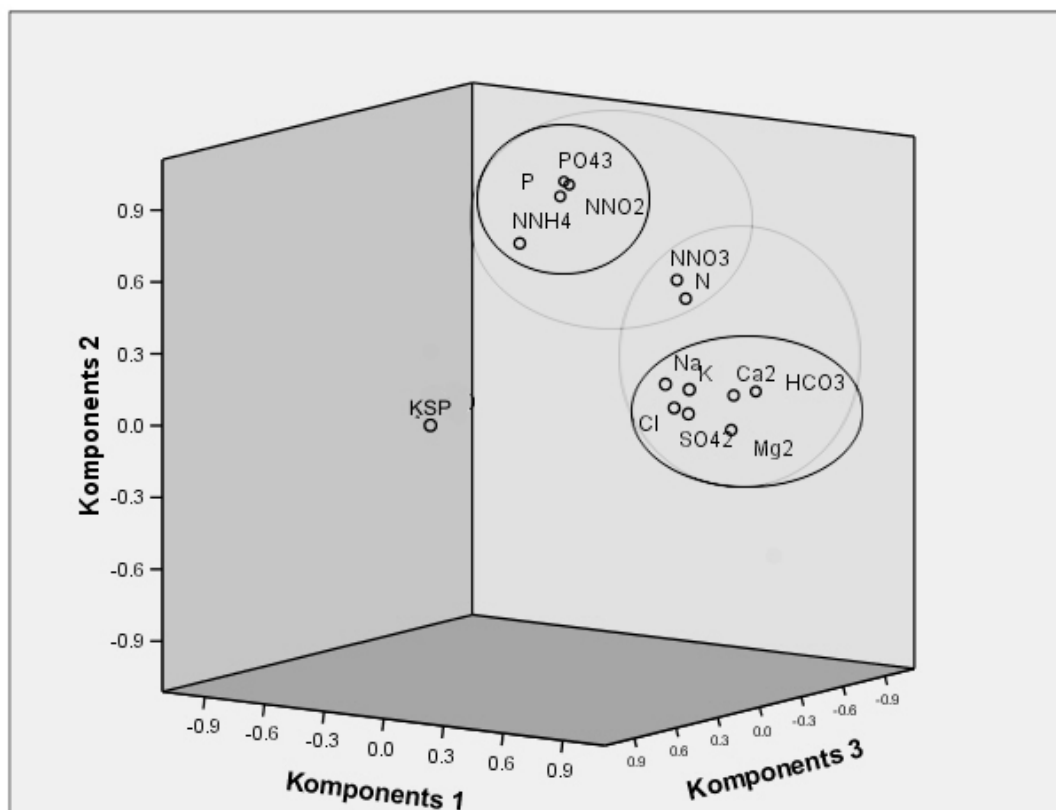
**Rotēto komponentu faktorslodžu struktūra, kas noteikta Latvijas virszemes
ūdeņu ķīmiskā sastāva rādītājiem**

(dati no 22 monitoringa posteņiem, 1991. – 2001. g.)*

Ķīmiskā sastāva rādītāji	Komponenti		
	1	2	3
$N_{kop.}$	0,761	0,564	0,031
$P_{kop.}$	0,143	0,970	-0,017
$N-NH_4^+$	0,198	0,793	0,418
$N-NO_2^-$	0,207	0,950	0,140
$N-NO_3^-$	0,697	0,631	0,002
PO_4^{3-}	0,089	0,973	-0,056
KSP	0,118	0,101	0,944
Mg^{2+}	0,952	0,027	-0,023
Cl^-	0,828	0,140	0,209
SO_4^{2-}	0,900	0,122	0,209
Na^+	0,847	0,253	0,299
K^+	0,924	0,231	0,238
HCO_3^-	0,921	0,152	-0,245
Ca^{2+}	0,964	0,172	-0,024

* Ekstrakcijas metode – galveno komponentu analīze. Rotēšanas metode – *Varimax* ar Kaizera normalizāciju. Rotācija veikta četros atkārtojumos. **Izceltas** faktorslodzes, kas lielākas par 0,5.

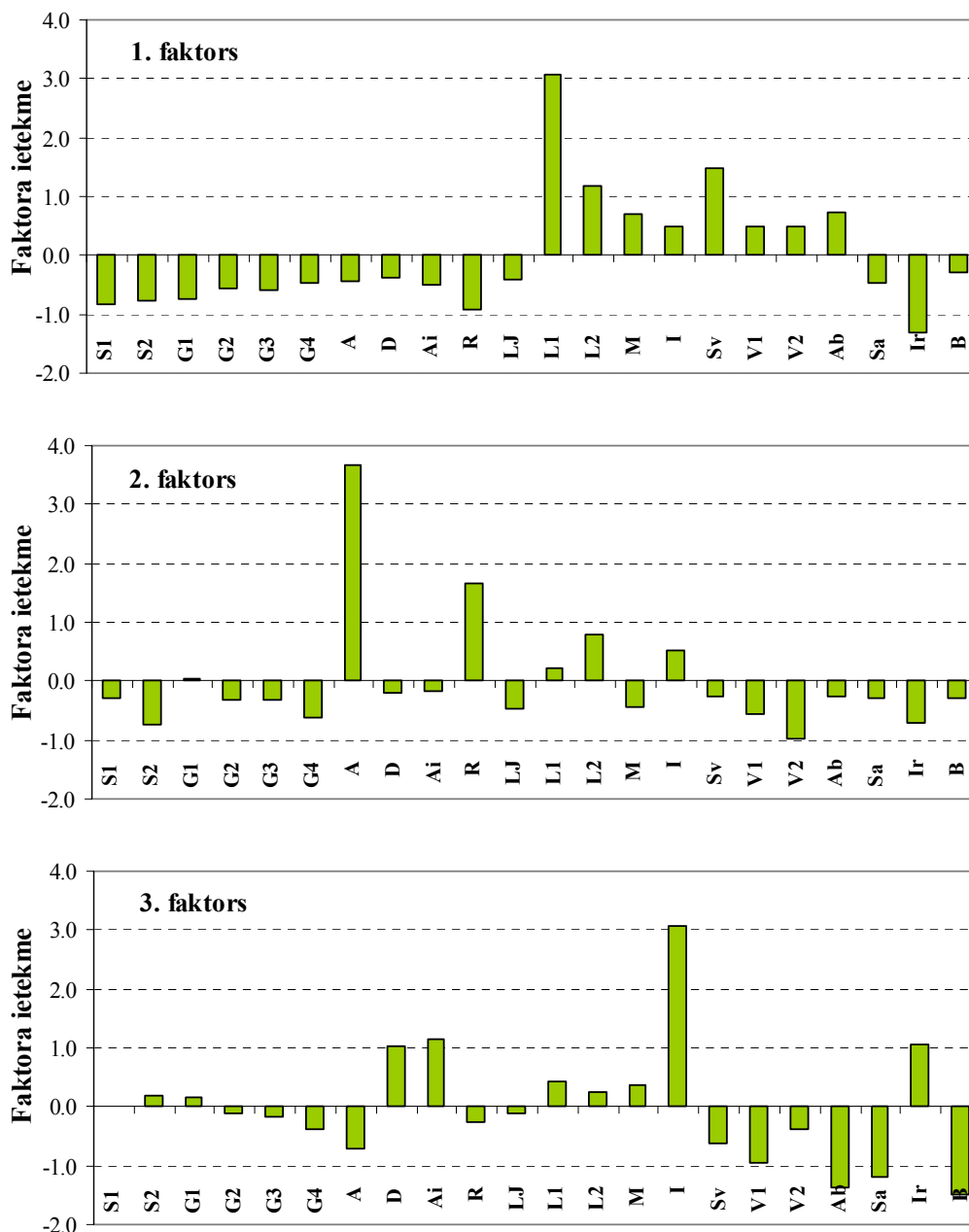
Kopsakarības starp pētītajiem ūdeņu sastāva ingredientiem ir iespējams vizualizēt trīsdimensiju faktoru telpā (3.4. att.). Arī šī analīze apstiprina atšķirības starp procesiem, kas nosaka galveno neorganisko jonu, biogēno elementu un dabiskas izcelsmes organisko vielu saturu Latvijas upju ūdeņos.



3.4. attēls. Latvijas virszemes ūdeņu sastāvu raksturojošo mainīgo parametru izvietojums pirmajās trijās ar komponentu analīzi nodalītajās asīs (dati no 22 monitoringa posteņiem, 1991. – 2001. g.).

Katra faktora ietekmi ir iespējams analizēt arī upju baseinos (3.5. att.). Faktora ietekmes vērtības ir robežās starp +4 un -4. Augstākas pozitīvās vērtības liecina par faktora lielo ietekmi, bet negatīvās vērtības norāda, ka šim faktoram nav būtiska nozīme. Pirmajam faktoram lielākā nozīme ir Lielupes ūdeņu sastāva veidošanā. Lielupes baseina daļā līdz Bauskai faktora ietekmes vērtība sasniedz 3,06. Šī faktora mazākā ietekme konstatēta Irbes baseinā. Augstākā otrā faktora ietekme ir Abula apakšbaseinā (monitoringa postenis lejpus Smiltenes), un to var skaidrot ar pilsētas notekūdeņu ievadīšanu relatīvi nelielā upē (apakšbaseina platība 56 km²). Augsta otrā faktora ietekme konstatēta arī Rēzeknes baseinā, kur monitoringa postenis atrodas lejpus Rēzeknes pilsētas (apakšbaseina platība 708 km²). Šī faktora zemākā ietekme konstatēta Ventas apakšbaseinā (monitoringa postenis augšpus Ventspils), Irbē un Salacā (monitoringa postenis augšpus Salacgrīvas). Trešais faktors visnozīmīgākais ir Iecavas baseinā, kā arī Dubnas, Aiviekstes un Irbes baseinā, bet nebūtisks tas ir

Abavas, Sakas Bārtas baseinā, kā arī Ventas apakšbaseinā, kur monitoringa postenis atrodas lejpus Kuldīgas (3.5. att.).



3.5. attēls. Faktorslodžu ietekmes sadalījums pa pētītajiem 22 upju apakšbaseiniem (baseinu šifri kā 2.2. attēlā).

Ūdeņu ķīmiskā sastāva grafiskā analīze rāda, ka kopumā virszemes ūdeņos dominē hidroģēnkarbonātu un kalcija joni, magnija jonu koncentrācija vidēji ir nedaudz zemāka. Pēc galveno neorganisko jonu satura atsevišķi izdalāmas Lielupes baseina upes, kur ir paaugstināta sulfātjonu koncentrācija, piejūras ezeri un mazās

upes, kur ir relatīvi augstāka nātrijs, kālijs un hlorīdjonu koncentrācija. Purvu ezeros ir salīdzinoši augstāka nātrijs un hlorīdjonu koncentrācija. Grafiskās un daudzfaktoru datu analīzes metodes ir piemērotas Latvijas virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva datu izvērtēšanai, ūdeņu klasifikācijas izstrādei. Tās noder arī sateces baseinu pārvaldībai, jo tās ir ērti lietojamas un sniedz priekšstatu par ūdeņu sastāvu.

3.2. BIOĢĒNO ELEMENTU SATURS UN TO IETEKMĒJOŠIE FAKTORI LATVIJAS VIRSZEMES ŪDEŅOS

3.2.1. Slāpekļa savienojumi

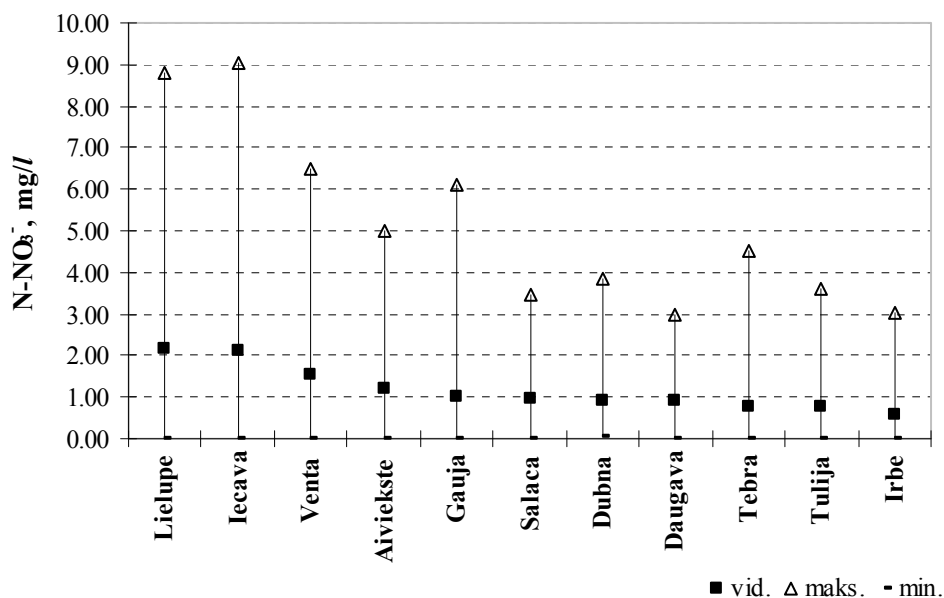
Slāpekļa savienojumi ūdeņos var atrasties izšķīdušu neorganisko slāpekļa savienojumu veidā (nitrātjoni, amonija joni un nitrītjoni), izšķīdušā stāvoklī esošu organiskā slāpekļa savienojumu veidā (aminoskābes, amīni, olbaltumvielas un to hidrolīzes fragmenti, nukleīnskābes un to hidrolīzes fragmenti, humusvielu struktūrās esošais slāpekļis), kā arī tādu slāpekļa savienojumu veidā, kas saistīti ar suspendētām daļiņām un koloīdiem. Nozīmīgākās slāpekļa formas virszemes ūdeņos ir nitrātjoni, amonija joni, un izšķīdušais organiskais slāpekļis, tomēr šo slāpekļa formu proporcijas var mainīties gan reģionāli, gan arī sezonāli, jo slāpekļa savienojumi kā augsnēs, tā arī ūdenī tiek intensīvi transformēti nitrifikācijas, denitrifikācijas, mineralizācijas, amonifikācijas un slāpekļa fiksēšanas procesos. Cilvēka saimnieciskās darbības mazskartās teritorijās biogēno elementu koncentrācijas ir zemas un atkarīgas no augsnes īpašībām, teritorijas ģeoloģiskās uzbūves un nokrišņu daudzuma. Galvenie slāpekļa savienojumu avoti ir

- *dabiskie faktori* – atmosfēras slāpekļa fiksācija ūdens vidē, izkrišana no atmosfēras, slāpekļa izskalošanās no augsnes, atbrīvošanās no ūdenstilpes sedimentiem, slāpekļa savienojumu pieplūde ar gruntsūdeņiem,
- *antropogēnie faktori* – notece no lauksaimniecības zemēm un fermām, difūzā notece no urbanizētām teritorijām, komunālie un rūpnieciskie notekūdeņi.

Lielāko daļu no kopējā slāpekļa virszemes ūdeņos veido izšķīdušā neorganiskā slāpekļa savienojumi, it īpaši nitrātjoni un amonija joni. Nitrātjoni var sasniegt pat 80 % no kopējā slāpekļa savienojumiem (Kļaviņš et al., 2002). Lielbritānijā veiktie pētījumi (Chapman et al., 2001) rāda, ka NO_3^- koncentrācija atsevišķos reģionos var veidot 58 – 65 % no kopējā slāpekļa koncentrācijas, bet augstākais izšķīdušā organiskā slāpekļa koncentrācijas īpatsvars ir augstieņu apvidū, kur tas sasniedz līdz 57 %. Vidējā nitrātjonu koncentrācija nepiesārņotās upēs ir ap 0,1 mg/l, bet amonija jonu koncentrācija parasti nepārsniedz 0,05 mg/l (Kļaviņš et al., 2002).

Slāpekļa savienojumu koncentrācija dažādās ūdenstilpēs/ūdenstecēs atšķiras, un to ietekmē piesārņojuma slodze no sateces baseina, bioloģisko procesu intensitāte, hidroloģiskie apstākļi un citi faktori. Vidējā nitrātjonu slāpekļa koncentrācija Latvijas

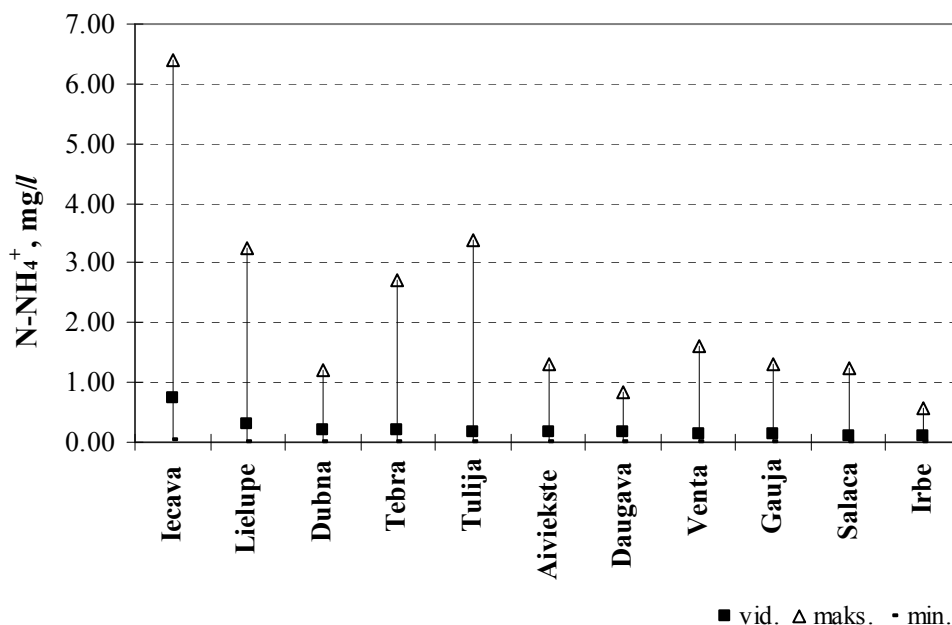
upēs ir 1 – 2 mg/l. Augstākā nitrātu slāpekļa koncentrācija konstatēta Lielupes baseina upēs, kur tā pārsniedz 2 mg/l (3.6. att.). Paaugstināto nitrātu slāpekļa koncentrāciju var skaidrot ar noteci no lauksaimniecības teritorijām, kā arī ar punktveida piesārņojuma avotiem.



3.6. attēls. Nitrātu slāpekļa koncentrācija Latvijas upēs (dati no 11 monitoringa posteņiem, 1977. – 2001. g.).

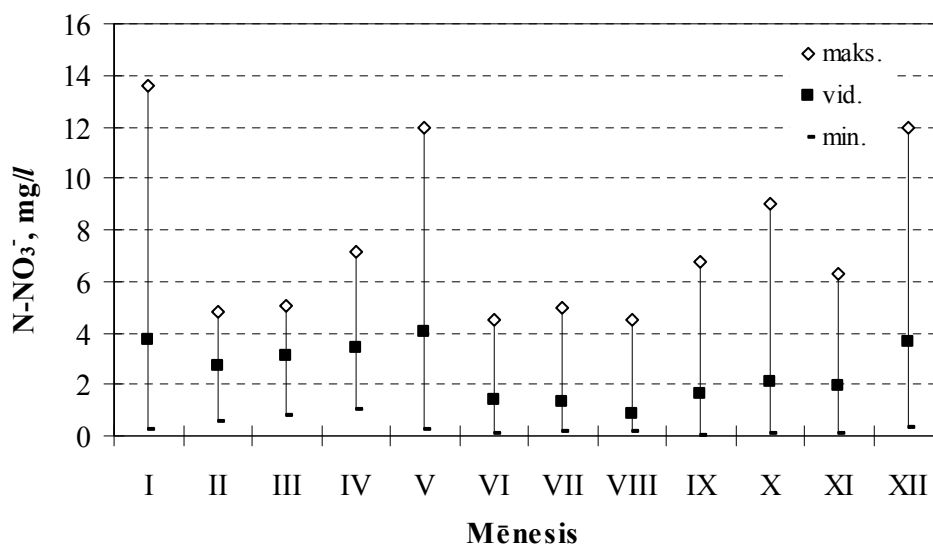
Amonjaks ir bioloģiski vispieejamākā izšķīdušā slāpekļa neorganiskā forma. Latvijas virszemes ūdeņos amonjaks parasti atrodas amonija jonu (NH_4^+) veidā, izņēmums ir tikai daži sārmaini ezeri (piemēram, Sāruma ezers), kuros ir augstāka amonjaka (NH_3) koncentrācija (Kļaviņš et al., 2002). Amonija slāpekļa vidējā koncentrācija Latvijas upēs ir aptuveni 0,1 mg/l, augstāka vidējā koncentrācija (ap 0,3 mg/l) konstatēta Lielupes baseina upēs (3.7. att.).

Nitrātu (NO_2^-) koncentrācija virszemes ūdeņos ir zemāka nekā citiem izšķīdušā neorganiskā slāpekļa savienojumiem un parasti nepārsniedz 0,05 mg N- NO_2^- /l, bet to koncentrācija sezonāli mainās un anaerobos apstākļos, piemēram, eitrofu ezeru ūdeņos ziemā, var sasniegt pat 0,5 mg/l. Augsta nitrātu koncentrācija var liecināt arī par piesārņotu notekūdeņu ieplūdi.

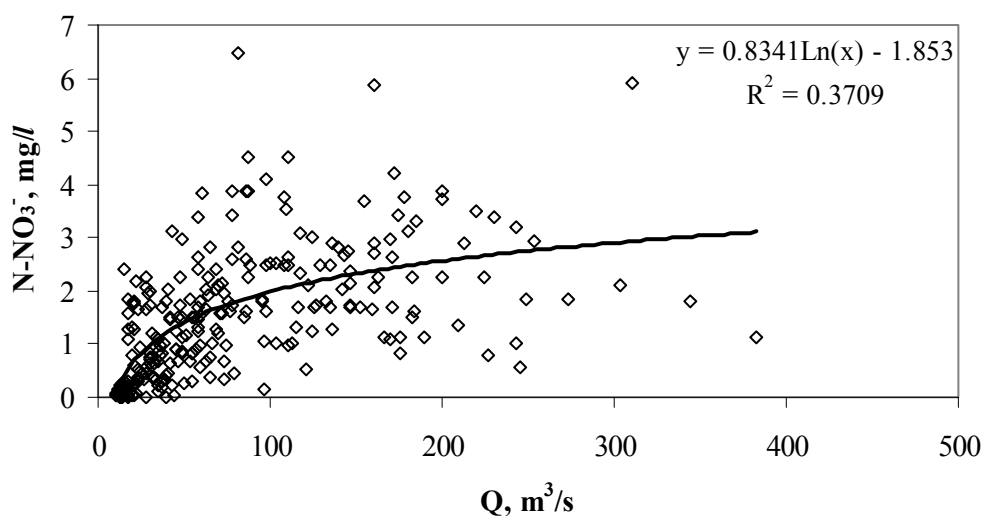


3.7. attēls. Amonija slāpekļa koncentrācija Latvijas upēs (dati no 11 monitoringa posteņiem, 1977. – 2001. g.).

Izšķīdušā neorganiskā slāpekļa savienojumu koncentrācija mainās gada laikā (3.8. att.). Augstākā slāpekļa koncentrācija parasti novērojama pavasarī, maksimālā ūdens caurplūduma periodā, kad biogēnie elementi ar sniega kušanas ūdeņiem tiek intensīvi izskaloti no augsnes (3.9. att.). Savukārt zemākais izšķīdušā neorganiskā slāpekļa savienojumu saturs virszemes ūdeņos konstatēts vasarā, kad slāpekļis tiek intensīvi patērēts bioloģiskajos procesos un pieplūde no virszemes noteces ir minimāla.



3.8. attēls. Nitrātu slāpekļa koncentrācijas sezonālās izmaiņas Lielupē – monitoringa postenī augšpus Kalnciema (1977. – 1998. g.).



3.9. attēls. Sakarība starp ūdens caurplūdumu un nitrātu saturu Ventā – monitoringa postenī augšpus Kuldīgas (1977. – 2001. g.).

3.2.2. Fosfora savienojumi

Fosfora savienojumi (organiskie un neorganiskie) dabas ūdeņos var pastāvēt izšķīdušā veidā vai arī tie var būt saistīti ar sedimentu daļiņām. Fosfors ūdeņos atrodas dažādās formās: a) ortofosfātjonos (PO_4^{3-}); b) polifosfātos; c) lielmolekulāros organiskos fosfora savienojumos, koloīdos vai savienojumos, kas sorbēti uz suspendētām daļiņām; d) zemmolekulāros fosfora savienojumos. Ņemot vērā fosfora savienojumu nozīmi bioloģiskajos procesos, svarīga ir klasifikācija pēc to bioloģiskās pieejamības: a) šķīstošais fosfātu fosfors; b) skābē šķīstošais fosfors; c) organiskais šķīstošais un koloidālais fosfors; d) organiskais suspendētais fosfors (Kļaviņš et al., 2002).

Izšķīdušo un ar sedimentiem saistīto savienojumu koncentrācijas un to izmaiņas lielā mērā nosaka fosfora transformācijas un aizturēšanas procesi: asimilācija dzīvajos organismos, sorbēšanās uz augsnes vai sedimentu daļiņām, izgulsnēšanās neorganisko sāļu veidā u. c. Galvenos procesus, kas ietekmē fosfora apriti (budžetu) un transformāciju sateces baseinā, kā arī pašā ūdenstilpē, var iedalīt šādi (pēc House, 2003)

- 1) fizikālie procesi –
 - fosfora ieskalošanās no apkārtējām teritorijām un palienes,
 - fosforu saturošu sedimentu remobilizācija un izšķīdušā fosfora atbrīvošanās no porūdēns,

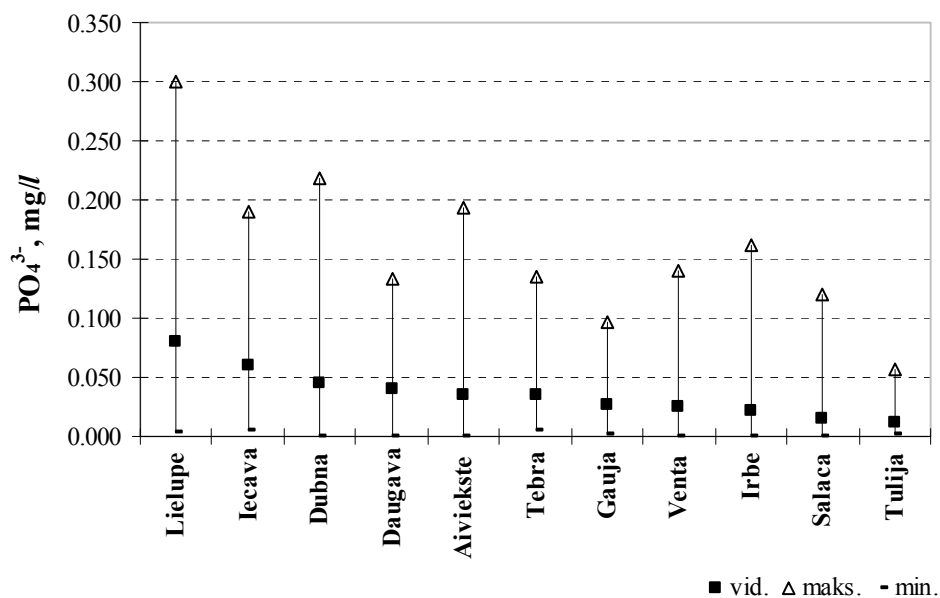
- ar sedimentiem saistītā fosfora izgulsnēšanās, kas notiek galvenokārt tad, ja ir stabils ūdens caurplūdums,
 - ar sedimentiem saistītā fosfora uzglabāšana palieņu nogulumos;
- 2) bioķīmiskie–ķīmiskie procesi –
- summārā reaģētspējīgā fosfora asimilācija un kopējā izšķīdušā fosfora saistīšanās sedimentu sorbcijas rezultātā,
 - fosfora desorbcija no sedimentiem, ja samazinās šķīstošā reaģētspējīgā fosfora koncentrācija ūdenī,
 - kopējā izšķīdušā fosfora pārvēršanās par šķīstošo reaģētspējīgo fosforu (sabrūkot fosforu saturošiem organiskiem savienojumiem un polifosfātiem),
 - kopējā izšķīdušā fosfora veidošanās, sadaloties detritam,
 - fosfora asimilācija dzīvajos organismos;
- 3) fizikāli ķīmiskie procesi –
- ar fosforu nabadzīgu minerālu erozija un to mijiedarbība ar šķīstošo reaģētspējīgo fosforu;
 - plūdu ūdeņu infiltrācija palienēs līdz ar fosfora aizturēšanu aluviālajos nogulumos.

Fosfora transformācijas procesi, kas norisinās upēs un ezeros, ietekmē arī dzīvajiem organismiem pieejamo fosfora savienojumu veidošanos (Svendsen et al., 1995). Dzīvajiem organismiem uzņemamo fosfātjonu saturu ūdenī ietekmē aļģu attīstība, adsorbcija uz Fe un Al oksīdiem un hidroksīdiem, kā arī līdzizgulsnēšanās ar Fe, Al un Ca mazšķīstošiem sāļiem vai hidroksīdiem. Izšķīdušais reaģētspējīgais fosfors var tikt atbrīvots no sedimentiem, ja vide kļūst anoksiska. Ar sedimentiem saistītais fosfors var nonākt ūdens kolonnā, sedimentiem uzduļķojoties, un pēc tam transformēties dzīvajiem organismiem uzņemamās formās.

Notecē no pļavām un mežiem dominē izšķīdušais reaktīvais fosfors, kas ir bioloģiski viegli asimilējams. Ar suspendētajām daļiņām saistītais fosfors dominē notecē no aramzemēm (75–90 %), kā arī nonāk ūdenī krastu un gultnes erozijas rezultātā (Svendsen et al., 1995). Šī fosfora forma var kalpot kā potenciālais fosfora avots hidrobiontiem, ja mainās vides apstākļi.

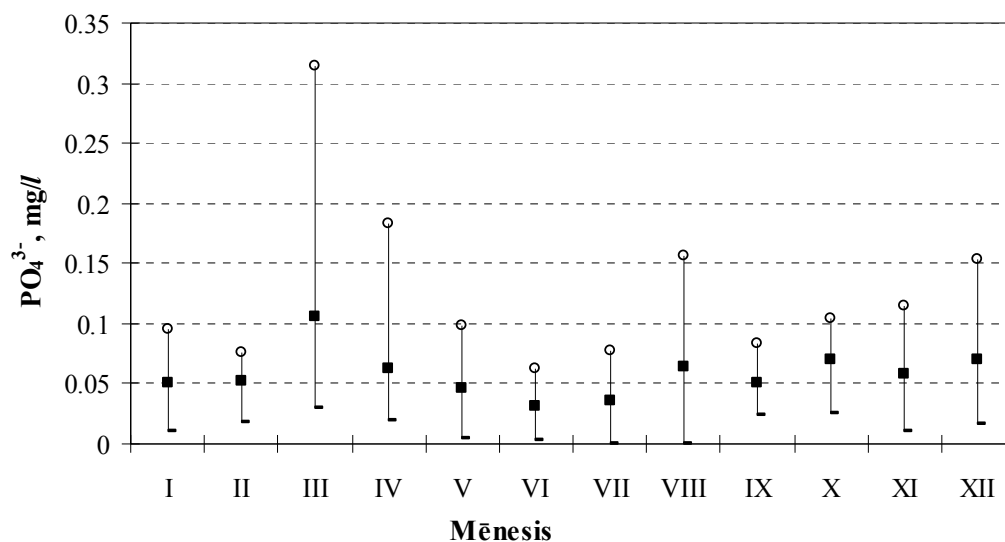
Latvijas virszemes ūdeņos fosfātjonu koncentrācijas teritoriālās mainības modelis ir līdzīgs citiem biogēnajiem elementiem: paaugstināta koncentrācija reģistrēta Lielupes baseina upēs, kuru sateces baseinā lielākas platības aizņem lauksaimniecībā izmantojamās zemes. Lielāka fosfātu koncentrācija konstatēta arī upju posmos lejpus

pilsētām. Zemākā fosfātjonu koncentrācija, kas parasti nepārsniedz 0,010 mg/l, sastopama upēs (Tulija, Salaca, kā arī Latvijas mazās upes), kuru sateces baseinā dominē dabiskas teritorijas un nav lielu punktveida piesārņojuma avotu (3.10. att.). Šajos baseinos fosfātjonu avots var būt dabiskas izcelsmes organisko vielu noārdīšanās un iežu dēdēšana.



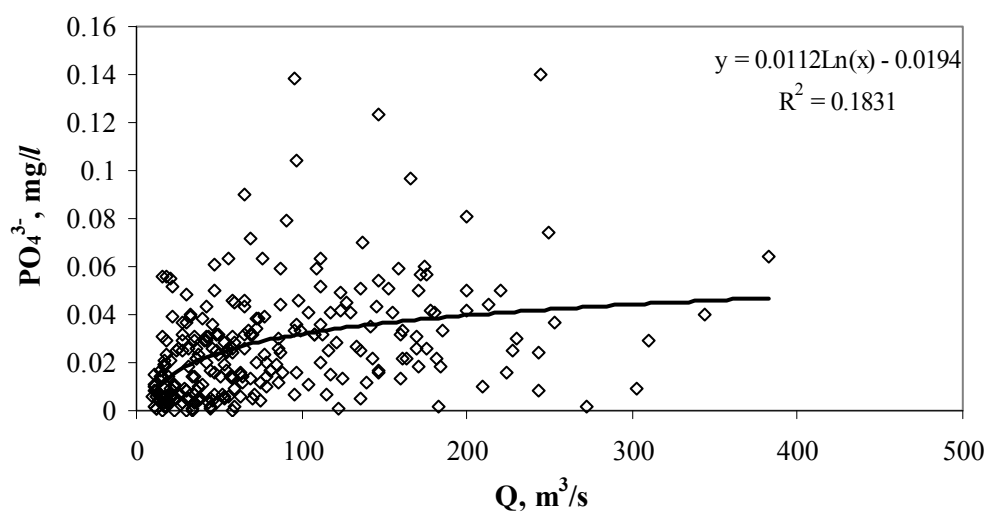
3.10. attēls. *Fosfātjonu saturs Latvijas upēs (dati no 11 monitoringa posteņiem, 1977. – 2001. g.).*

Fosfātjonu koncentrācijas sezonālā mainība ir līdzīga slāpekļa savienojumu mainībai – lielākā koncentrācija konstatēta pavasarī, kad dominē virszemes notece. Otrs koncentrācijas maksimums vērojams vasaras otrajā pusē un rudenī, kad, sadaloties atmirušajiem hidrobiontiem, fosfātjoni nonāk atpakaļ ūdeņos. Minimālā fosfātjonu koncentrācija konstatēta vasaras sākumā, kad fosfors kā biogēnais elements intensīvi tiek patērēts bioloģiskajos procesos (3.11. att.).



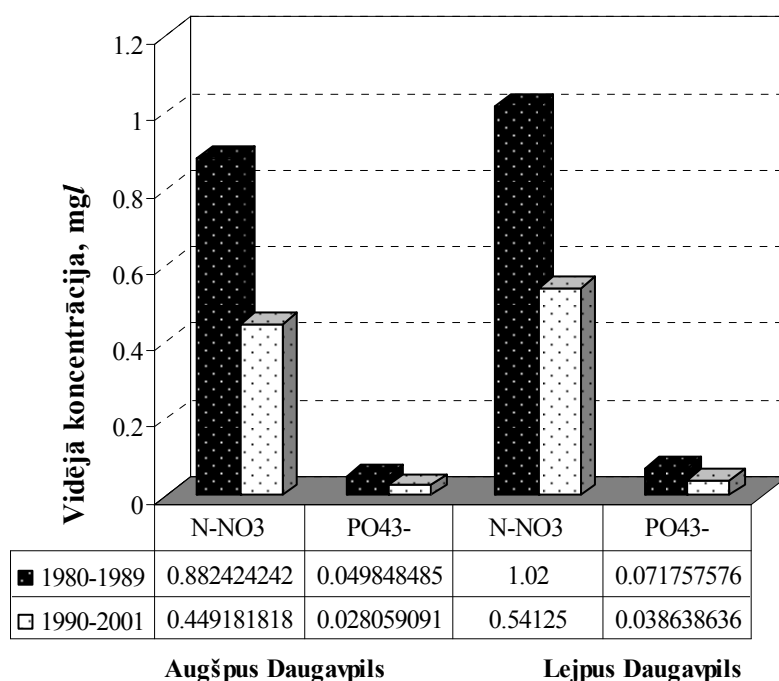
3.11. attēls. *Fosfātjonu saturs sezonālās izmaiņas Daugavā – monitoringa postenī augšpus Jēkabpils (1977. – 1998. g.).*

Viens no faktoriem, kas nosaka fosfora savienojumu koncentrācijas mainību, ir hidroloģiskais režīms (3.12. att.). Palielinoties ūdens notecei, augsnes erozijas procesi kļūst intensīvāki un ar augsnes daļiņām saistītais fosfors tiek ieskalots virszemes ūdeņos, līdz ar to nedaudz pieaug arī fosfātjonu koncentrācija (3.12. att.). Sateces baseinos, kur dominē aramzeme, erozija var būt nozīmīgs fosfora avots virszemes ūdeņos (Svendsen et al., 1995). Fosfora savienojumu pieplūdi ar virszemes noteci ietekmē arī fosfora saturs sateces baseina augsnēs, augšņu īpašības, teritorijas ģeoloģiskā uzbūve, reljefs, zemes lietojuma veids, antropogēnā slodze un citi faktori.

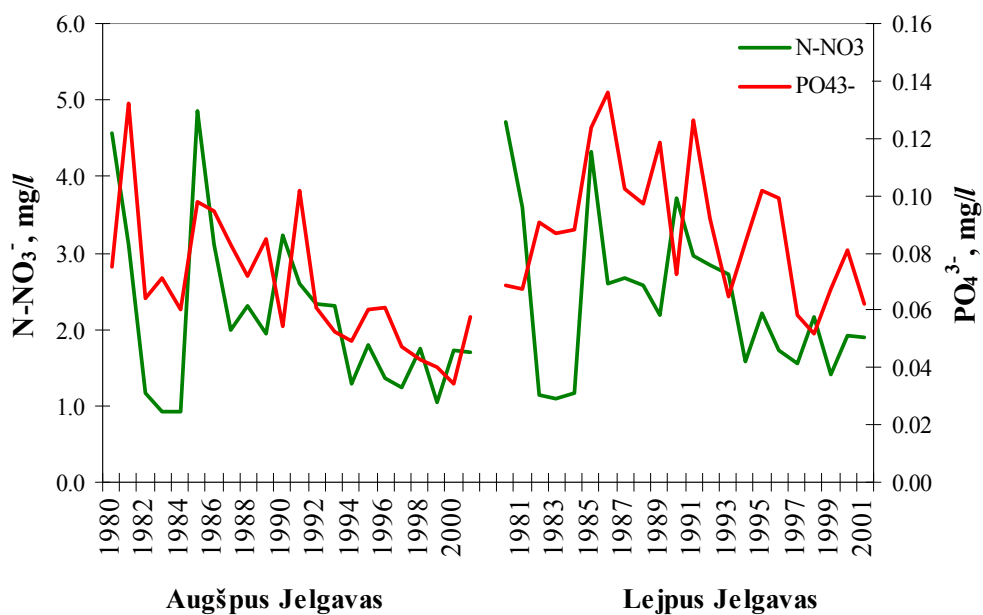


3.12. attēls. *Sakarība starp fosfātjonu koncentrāciju un ūdens caurplūdumu Ventā – monitoringa postenī augšpus Kuldīgas (1977. – 2001. g.).*

Biogēno elementu koncentrācija ir atkarīga arī no punktveida piesārņojuma avotiem sateces baseinā. To apstiprina monitoringa rezultāti – hidroķīmisko novērojumu posteņos, kas atrodas lejpus pilsētām, biogēno elementu koncentrācija ir ievērojami augstāka nekā posteņos augšpus pilsētām (3.13. un 3.14. att.). Turklāt izteiktāka atšķirība starp posteņiem vērojama līdz 1990. gadam, kad lielākajās pilsētās rūpnieciskās ražošanas apjomi bija lielāki. No 1990. līdz 2001. gadam biogēno elementu koncentrācija upju ūdeņos ir samazinājusies un arī koncentrācijas atšķirības monitoringa posteņos augšpus un lejpus pilsētām ir kļuvušas mazākas. Tas skaidrojams gan ar ražošanas apjomu un ūdens patēriņa samazināšanos, gan ar notekūdeņu attīrīšanas iekārtu būvi un rekonstrukciju.



3.13. attēls. *Nitrātu un fosfātu koncentrācijas izmaiņas Daugavā – monitoringa posteņos augšpus un lejpus Daugavpils.*



3.14. attēls *Nitrātu un fosfātu koncentrācijas izmaiņas Lielupē – monitoringa posteņos augšpus un lejpus Jelgavas.*

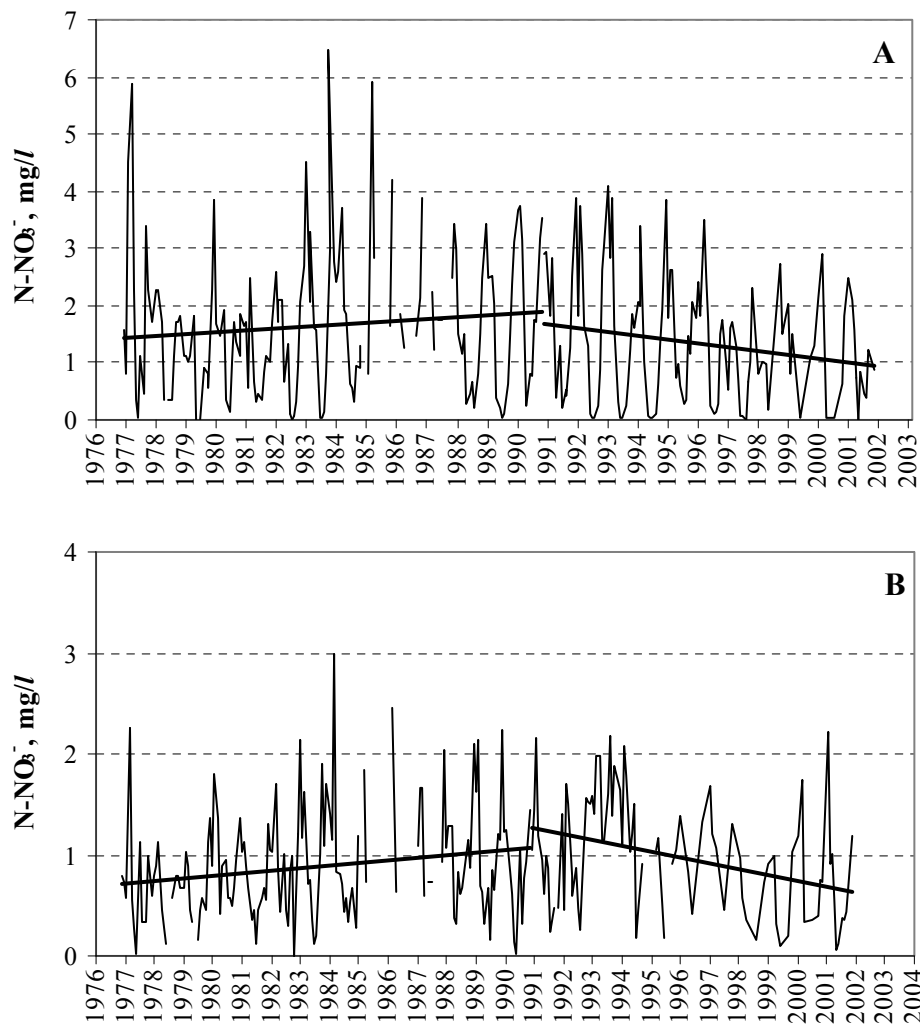
Kopumā biogēno elementu koncentrāciju Latvijas ūdeņos raksturo liela mainība, ko nosaka dabisko un antropogēno faktoru mijiedarbība. No dabiskajiem faktoriem būtiskākā ietekme ir hidroloģiskā režīma mainībai, kā arī biotas attīstībai ūdenstilpēs.

3.3. ŪDEŅU ĶĪMISKĀ SASTĀVA ILGTERMIŅA MAINĪBAS RAKSTURS LATVIJĀ

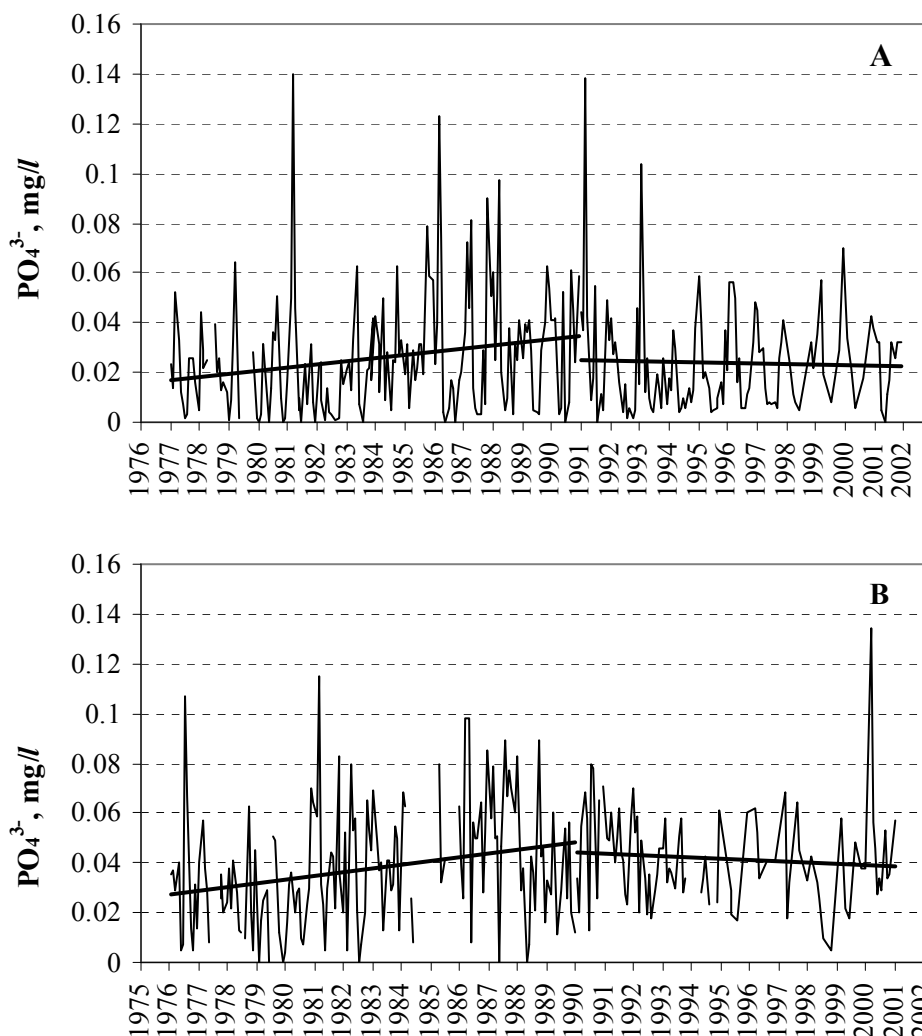
Regulāras virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva analīzes Latvijā tiek veiktas kopš 1946. gada, un to izpildi pašlaik nodrošina Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūra. Monitoringa datu analīze un ūdeņu ķīmiskā sastāva pētījumi Latvijā veikti jau 60. gadu sākumā (piemēram, Ауниньш, 1969), tomēr pietiekams datu apjoms, lai analizētu ūdeņu kvalitātes sezonālās un ilgtermiņa izmaiņas, izmantojot statistiskos testus, ir uzkrāts tikai nesen.

Ūdeņu sastāva ilgtermiņa mainības analīze ļauj spriest par ūdeņu kvalitātes izmaiņām un antropogēnās slodzes ietekmi, kā arī sniedz iespēju izvērtēt dažādu ūdeņu apsaimniekošanas pasākumu un esošo monitoringa sistēmu efektivitāti (Henriksen et al., 1988; Rāike et al., 2003; Iital et al., 2005; Bechmann and Stålnacke, 2005; Ulén and Jakobsson, 2005).

Analizējot ūdeņu ķīmiskā sastāva ilgtermiņa mainību Latvijas upēs, iespējams novērtēt antropogēnās slodzes izmaiņu ietekmi uz ūdeņu ekosistēmām, jo Latvijā 90. gadu sākumā sociāli ekonomiskās krīzes rezultātā strauji pasliktinājās lauksaimnieciskās un rūpnieciskās ražošanas apjomi un līdz ar to samazinājās arī antropogēnā slodze (Kļaviņš and Cimdiņš, 1995). Tā, piemēram, no 1987. gada līdz 1996. gadam minerālmēslu lietošana samazinājās aptuveni 15 reizes, liellopu skaits – 4 reizes (Stålnacke et al., 2003). 90. gados norisinājās pārmaiņas arī vides aizsardzības sistēmā, pārņemot Rietumeiropas valstu pieredzi. Tāpat šajā laikā tika uzsākta esošo notekūdeņu attīrīšanas iekārtu rekonstrukcija un jaunu iekārtu celtniecība. Ņemot vērā straujo ražošanas apjomu kritumu un notekūdeņu attīrīšanas iekārtu izbūvi, sagaidāma arī ūdeņu kvalitātes rādītāju mainība (3.15. un 3.16. att.).



3.15. attēls. *Nitrātu slāpekļa koncentrācijas ilgtermiņa (1977. – 2001. g.) izmaiņas Ventā augšpus Kuldīgas (A) un Daugavā augšpus Jēkabpils (B).*



3.16. attēls. Fosfātu koncentrācijas ilgtermiņa (1977. – 2001. g.) izmaiņas Ventā augšpus Kuldīgas (A) un Daugavā augšpus Jēkabpils (B).

Biogēno elementu, īpaši slāpekļa koncentrācijas pieaugumu virszemes ūdeņos pētnieki skaidro ar difūzā piesārņojuma palielināšanos, kas galvenokārt rodas intensīvas lauksaimnieciskās darbības rezultātā (Zhang et al., 1995; Domburg et al., 1998; Thornton and Dise, 1998; Van Herpe and Troch, 2000). Līdz ar to Latvijas upju ūdeņu sastāva ilgtermiņa izmaiņas, izmantojot Manna–Kendala testu, tika analizētas diviem periodiem:

1980.–1990. gads – periods ar intensīvu lauksaimniecību un rūpniecisko ražošanu;

1991.–2001. gads – periods ar zemiem lauksaimnieciskās un rūpnieciskās ražošanas apjomiem.

Manna–Kendala testa rezultāti ir apkopoti 3.10. tabulā. No analizētajiem 23 monitoringa posteņiem tikai 7 posteņos nitrātu slāpekļa koncentrācijai konstatēts statistiski būtisks ($p < 0,05$) pozitīvs trends, turklāt visi pozitīvie trendi atzīmēti periodā no 1980. līdz 1990. gadam. Fosfātu koncentrācijai statistiski būtiski ($p < 0,05$) pozitīvi trendi konstatēti 5 monitoringa posteņos, un visi ir raksturīgi periodam no 1980. līdz 1990. gadam. Savukārt visi statistiski būtiskie ($p < 0,05$) negatīvie biogēno elementu koncentrācijas trendi konstatēti periodā no 1991. līdz 2001. gadam. Tomēr, neraugoties uz antropogēnās slodzes krasi samazināšanos šajā laika posmā, nitrātu slāpekļa koncentrācijai konstatēti tikai 9 monitoringa posteņos no analizētajiem 23 posteņiem konstatēti statistiski būtiski negatīvi trendi, bet fosfātu saturam – 5 (3.10. tab.). Nitrātu slāpekļa ilgtermiņa izmaiņas šī darba ietvaros netika sīkāk analizētas, jo tā koncentrācija Latvijas upju ūdeņos ir zema (mazāka par 0,050 mg/l).

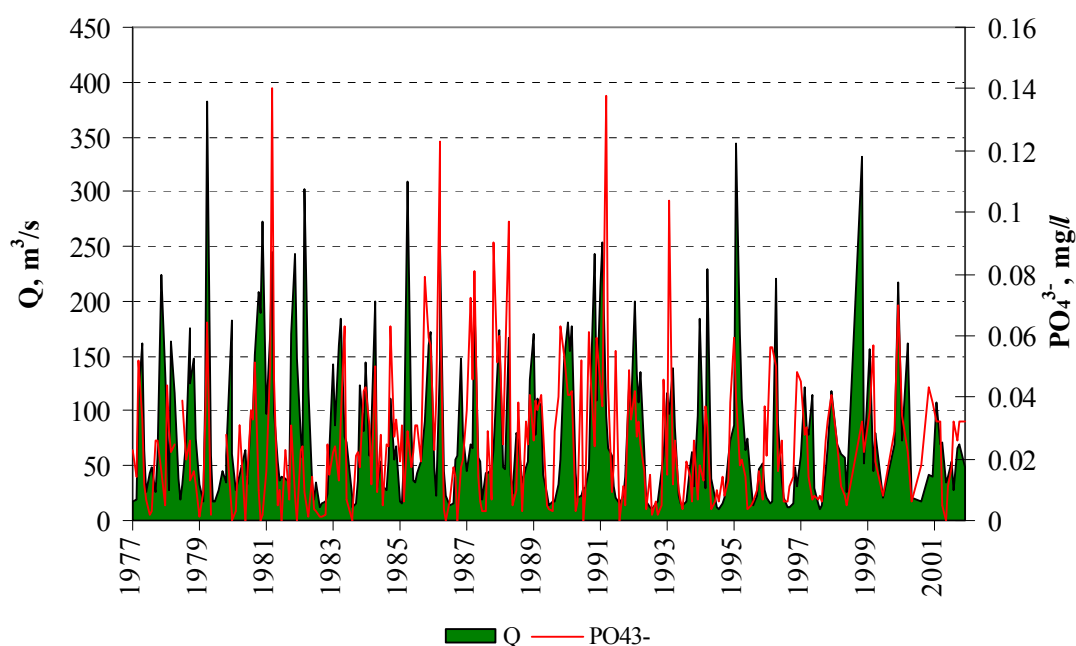
Biogēno elementu koncentrācijas mainību Latvijas upju ūdeņos ir analizējuši vairāki pētnieki, izvēloties atšķirīgus laika periodus. Piemēram, V. Cirkunovs un līdzautori (Tsirkunov et al., 1992) analizējuši ūdeņu kvalitātes mainību pat līdz 42 gadus ilgam periodam (1946.–1988. g.). Šī pētījuma rezultāti rāda, ka lielākais izšķīdušo vielu koncentrācijas pieaugums noticis pagājušā gadsimta 60. gadu beigās un 70. gadu sākumā, vēlāk koncentrācijas ir salīdzinoši stabilas. Krasās ūdeņu kvalitātes izmaiņas autori saista ar lauksaimniecības intensifikāciju, bet sulfātu un nitrātu koncentrācijas pieaugumu arī ar šo jonu izkrišanu no atmosfēras. Citi pētnieki ir analizējuši ūdeņu ķīmiskā sastāva mainību īsākā laika posmā. M. Lazņiks un līdzautori (Lazņik et al., 1999) pētījuši biogēno elementu noteces mainību periodam no 1977. līdz 1995. gadam. P. Stālnacke un līdzautori (Stālnacke, 1996; Stālnacke et al., 2003) analizējuši biogēno elementu noteci no Latvijas upēm laika posmiem no 1987. līdz 1995. gadam un no 1987. līdz 1998. gadam. E. Apsīte (1999) analizējusi biogēno elementu un organisko vielu trendus laika periodam no 1977. līdz 1997. gadam. M. Kļaviņš un līdzautori (2000b) – periodam no 1977. līdz 1998. gadam. Arī šo autoru pētījumos redzams, ka nitrātu koncentrācijai Latvijas upju ūdeņos nav tendence samazināties, neskatoties uz krasi antropogēnās slodzes samazināšanos. Fosfātu koncentrācija uzrāda negatīvu trendu (Kļaviņš et al., 2000b), tomēr to vēl nevar uzskatīt par noturīgu tendenci (Stālnacke, 1996; Apsīte, 1999).

Biogēno elementu un organisko vielu satura rādītāju ilgtermiņa mainība

Latvijas upēs pēc Manna–Kendala testa (izceltajām vērtībām $p \leq 0,05$).

Monitoringa postenis	Periods	Krāsainība	ĶSP	pH	$N-NO_3^-$	PO_4^{3-}
<i>Venta</i> augšpus	1980–1990	-0,897	-1,557	2,116	1,693	2,562
<i>Kuldīgas</i>	1991–2001	2,603	2,114	1,033	-2,392	0,592
<i>Abava</i> augšpus	1980–1990	-0,705	-1,189	1,676	1,433	1,296
<i>Kandavas</i>	1991–2001	2,654	2,226	-0,049	-2,683	0,501
<i>Abava</i> leļpus	1980–1990	-0,859	-1,004	1,979	2,398	2,862
<i>Kandavas</i>	1991–2001	2,656	1,764	-0,041	-2,647	-1,177
<i>Saka – grīva</i>	1980–1990	-0,244	-0,532	1,898	1,658	1,918
	1991–2001	2,028	1,751	2,631	-2,739	-1,027
<i>Bārta – Dūkupji</i>	1980–1990	-0,327	1,411	0,890	0,829	0,688
	1991–2001	2,222	2,608	2,088	-2,393	0,683
<i>Daugava</i> augšpus	1980–1990	1,814	2,092	0,061	0,460	1,400
<i>Jēkabpils</i>	1991–2001	1,701	1,449	0,263	-1,473	-1,230
<i>Dubna</i> augšpus	1980–1990	1,718	-0,969	1,715	2,055	-1,203
<i>Līvāniem</i>	1991–2001	1,715	2,104	-1,299	-0,667	-2,337
<i>Dubna</i> leļpus	1980–1990	1,927	0,271	2,379	2,459	0,518
<i>Līvāniem</i>	1991–2001	0,784	1,859	-1,496	-0,940	-2,394
<i>Aiviekste – grīva</i>	1980–1990	0,744	0,569	1,129	0,400	1,061
	1991–2001	2,429	1,300	0,254	-1,608	-2,542
<i>Rēzekne</i> augšpus	1980–1990	2,496	0,169	2,485	2,088	2,269
<i>Rēzeknes</i>	1991–2001	-0,495	0,939	-0,984	-0,560	-2,154
<i>Rēzekne</i> leļpus	1980–1990	2,618	-2,171	2,014	2,458	1,800
<i>Rēzeknes</i>	1991–2001	-1,010	1,144	-1,495	-1,462	-1,089
<i>Lielā Jugla – Zaķi</i>	1980–1990	0,706	-0,876	1,413	-0,296	0,808
	1991–2001	2,427	2,712	-0,548	-2,343	-0,498
<i>Salaca</i> augšpus	1980–1990	0,053	-1,115	2,408	-0,395	0,931
<i>Mazsalacas</i>	1991–2001	2,129	1,484	-0,511	-0,371	0,400
<i>Salaca</i> augšpus	1980–1990	0,106	-2,460	2,334	-0,958	-0,830
<i>Salacgrīvas</i>	1991–2001	2,457	1,167	-2,212	-0,508	0,642
<i>Gauja</i> augšpus	1980–1990	0,857	-2,362	1,987	-0,783	0,373
<i>Valmieras</i>	1991–2001	1,899	0,600	-2,221	-1,643	1,592
<i>Gauja</i> leļpus	1980–1990	0,880	-1,303	1,148	-0,057	0,099
<i>Valmieras</i>	1991–2001	1,701	-0,621	-2,313	-1,952	-0,415
<i>Gauja</i> leļpus	1980–1990	-0,569	-1,452	1,971	-0,370	-1,157
<i>Carnikavas</i>	1991–2001	2,627	2,511	-0,532	-2,490	0,471
<i>Tulija – Zosēni</i>	1980–1990	-0,554	-0,462	2,217	-0,586	0,576
	1991–2001	2,375	2,614	-1,300	-1,376	1,138
<i>Abuls</i> augšpus	1980–1990	-1,672	-0,395	2,055	-0,352	0,197
<i>Smiltenes</i>	1991–2001	2,450	-0,370	-0,049	-1,404	-0,872
<i>Lielupe</i> augšpus	1980–1990	-1,882	0,317	0,770	-0,110	0,000
<i>Kalnciema</i>	1991–2001	2,879	2,001	0,799	-1,638	-1,757
<i>Mēmele</i> leļpus	1980–1990	0,591	0,366	-0,892	0,019	0,608
<i>Skaistkalnes</i>	1991–2001	2,305	2,287	0,000	-1,111	-1,271
<i>Mūsa – Lietuvas robeža</i>	1980–1990	0,732	0,724	-1,180	0,409	1,527
	1991–2001	1,632	2,384	0,285	0,187	-1,022
<i>Iecava – grīva</i>	1980–1990	-1,105	0,350	1,367	0,103	0,281
	1991–2001	1,815	1,553	-1,908	-2,202	0,693

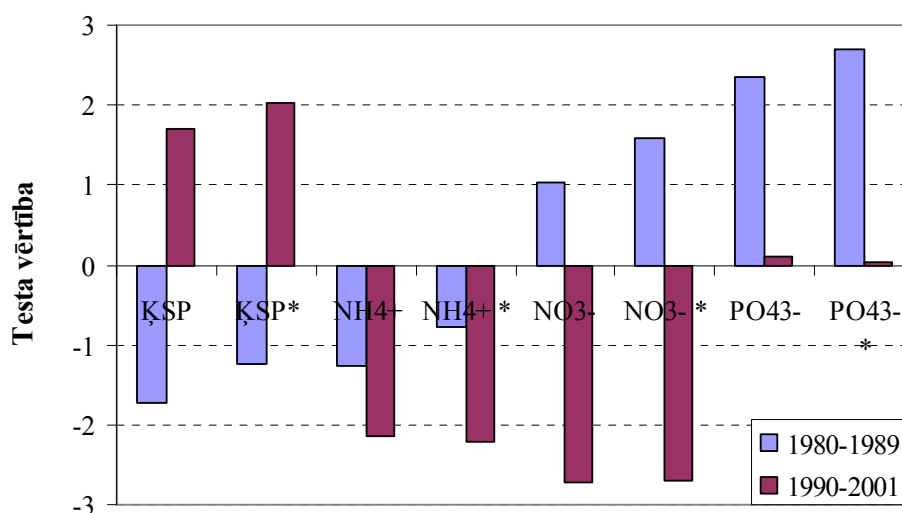
Ūdeņu kvalitātes rādītāju mainību pēdējo gadu desmitu laikā ir noteicis dabisko un antropogēno faktoru kopums. To rāda arī Manna–Kendala un pret ūdens caurplūdumu normalizētā Manna–Kendala testa vērtību salīdzinājums dažādiem joniem (3.13. att.). Starp biogēno elementu koncentrāciju ūdeņos un caurplūdumu pastāv pozitīva korelācija (3.1. tab.; 3.9. un 3.12. att.). Upju caurplūduma ilgtermiņa izmaiņām ir vērojams ciklisks raksturs, un kopš 80. gadu sākuma lielākajām Latvijas upēm konstatēti augsti gada vidējie ūdens caurplūdumi (Kļaviņš et al., 2002). Ūdens plūsmas un hidroloģiskie apstākļi sateces baseinā ietekmē biogēno elementu izskalošanās, kā arī transformācijas procesus, un, pieaugot ūdens notecēi, palielinās biogēno elementu koncentrācija (Kļaviņš et al., 2000b; Van Herpe and Troch, 2000). Tomēr starp novēroto ūdens caurplūduma maksimumu un biogēno elementu koncentrācijas maksimumu pastāv nobīde laikā (3.17. att.). Tas liecina par inerci, biogēnajiem elementiem izskalojoties no augsnes ar pazemes ūdeņu plūsmām (Van Herpe and Troch, 2000).



3.17. attēls. *Caurplūduma un fosfātu koncentrācijas ilgtermiņa izmaiņas Ventū – monitoringa postenī augšpus Kuldīgas.*

Slāpekļa un fosfora savienojumu saturu virszemes ūdeņos ietekmē arī to aprites un transformācijas procesi pašā ūdenstilpē. Upēs, kuru sateces baseinā dominē lauksaimniecībā izmantojamās teritorijas, biogēno elementu noteci lielā mērā nosaka

mēslojuma lietošanas intensitāte, augsnes kultivēšanas veids, augsnē uzkrātais biogēno elementu daudzums u. c. (Stålnacke et al., 2003). Turklāt augsnēs var būt aizturēti (uzkrāti) ievērojami biogēno elementu daudzumi, tāpēc to izskalošanās no lauksaimniecības teritorijām var turpināties vairākus gadu desmitus pēc minerālmēslojuma lietošanas krasas pārtraukšanas (Grimvall et al., 2000; Råike et al., 2003). Somu zinātnieki (Råike et al., 2003) konstatējuši, ka biogēno elementu koncentrācija samazinās ūdenstilpēs, kurās tiek samazināta neattīrītu rūpniecisko un municipālo notekūdeņu pieplūde. Savukārt ūdenstilpēs, kuru sateces baseinā dominē lauksaimniecības zemes, neskatoties uz fosforu un slāpekli saturošu minerālmēsli lietošanas apjomu kritumu, biogēno elementu koncentrācija nesamazinās.



3.18. attēls. *Manna–Kendala testa vērtības ūdeņu ķīmiskā sastāva parametriem Ventå (postenis augšpus Kuldīgas). Ar * apzīmēti pret ūdens caurplūdumu normalizētā Manna–Kendala testa rezultāti.*

Daudzi veiktie pētījumi par biogēno elementu satura mainību virszemes ūdeņos rāda biogēno elementu, īpaši slāpekļa koncentrācijas pieaugumu, palielinoties antropogēnajai slodzei. Tomēr atsevišķu pētījumu rezultāti liecina, ka pieaugošas antropogēnās slodzes apstākļos biogēno elementu koncentrācijai nav vērojami būtiski pieaugoši trendi (Tonderski, 1997; Hussian et al., 2004; Stålnacke et al., 2004). Fosfora koncentrācijas ilgtermiņa mainības tendences mazākā mērā tiek saistītas ar lauksaimniecības intensifikāciju.

Austrumeiropā veiktie pētījumi ļauj analizēt ūdeņu kvalitātes reakciju uz krasu antropogēnās slodzes samazināšanos. Igaunijā veikto pētījumu rezultāti (Ital et al.,

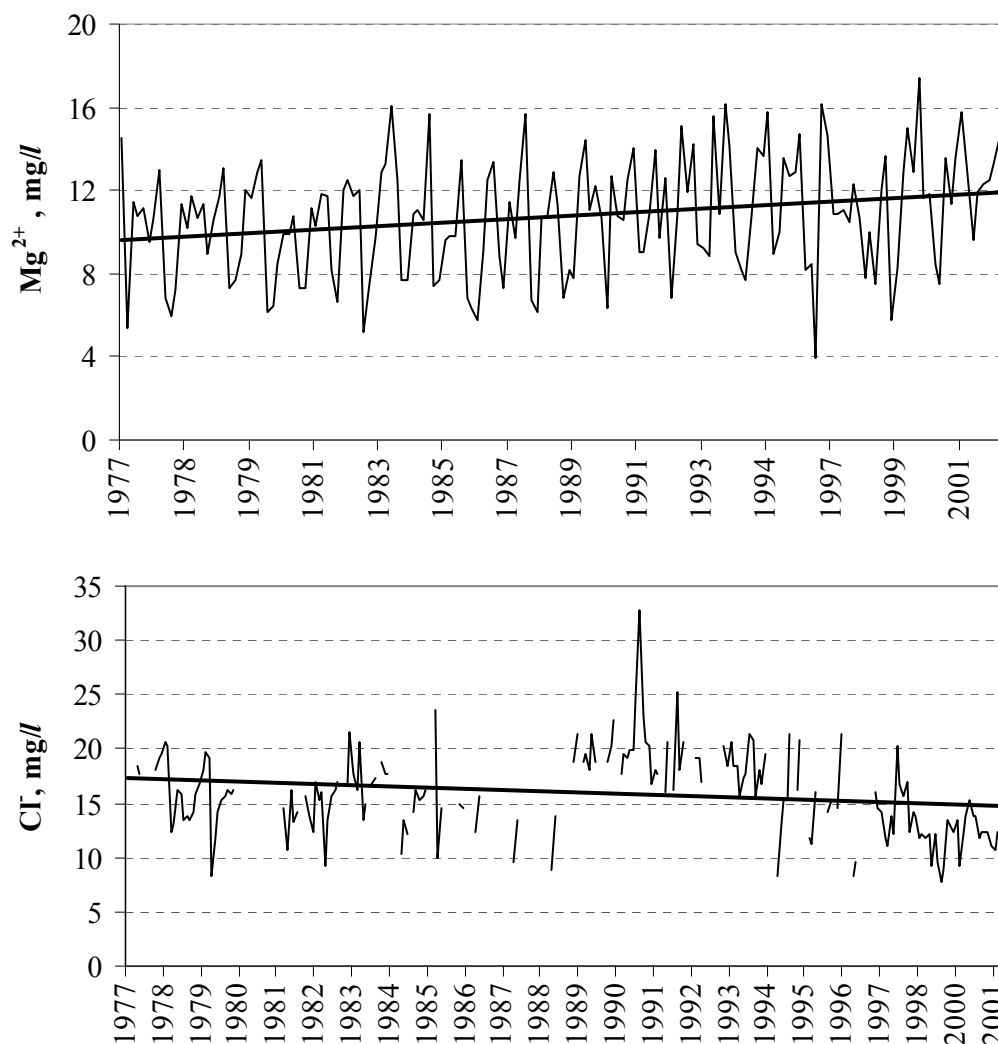
2005) atšķiras no šī promocijas darba ietvaros iegūtajiem rezultātiem, un tie liecina, ka kopējā slāpekļa koncentrācija upju ūdeņos kopš 80. gadu beigām ir samazinājusies un īpaši krass kritums vērojams 90. gadu sākumā. Atšķirīgos rezultātus, iespējams, var skaidrot ar atšķirībām teritoriju ģeoloģiskajā uzbūvē, atšķirīgajiem pētīto upju baseinu lielumiem, mineralizācijas apstākļiem un citiem dabiskiem faktoriem. Citās Austrumeiropas valstīs veiktie pētījumi par biogēno elementu mainības rakstura tendencēm neuzrāda tiešu un ātru šo elementu koncentrācijas samazināšanos (Olah and Olah, 1996; Pekarova and Pekar, 1996; Prochazkova et al., 1996; Tonderski, 1997; Hussian et al., 2004; Stålnacke et al., 2004).

Somu zinātnieki (Rekolainen, 1989; Rekolainen et al., 2005) izšķīdušā neorganiskā slāpekļa satura samazināšanos ezeros skaidro ar atmosfēras pārrobežu piesārņojuma samazināšanos. Citos pētījumos šādas izmaiņas tiek saistītas ar denitrifikācijas procesu īpatnībām mežu augsnēs (McMahon and Bohlke, 1996).

Skotu pētnieki (Ferrier et al., 2001), analizējot ūdens kvalitātes mainību no 1974. līdz 1998. gadam, konstatējuši, ka nitrātjonu koncentrācijas izmaiņām upēs ar dažādu antropogēno slodzi piemīt ciklisks raksturs. Zinātnieki to skaidro ar ciklisku klimatisko procesu ietekmi, piemēram, Ziemeļatlantijas oscilāciju, kas nosaka reģiona temperatūras un nokrišņu mainību.

Atšķirībā no biogēno elementu koncentrācijas izmaiņām organisko vielu saturu raksturojošo parametru vērtībām kopš 1991. gada vērojams pozitīvs trends: ūdens krāsainībai – 19 monitoringa posteņos no 23, bet ŪSP – 13 monitoringa posteņos no 23 (3.10. tab.). Turklāt ūdens krāsainības un ŪSP vērtībām vērojams ciklisks mainības raksturs, kas varētu liecināt par dabisko procesu ietekmi uz organisko vielu satura izmaiņām virszemes ūdeņos. Piemēram, klimata un hidroloģiskā režīma izmaiņas var ietekmēt gan organisko vielu veidošanās procesus, gan arī izskalošanos no sateces baseina tādos apmēros, kas pārsniedz antropogēnās slodzes apjomus (Tipping et al., 1999). Klimatiskie un hidroloģiskie apstākļi nosaka arī izšķīdušo organisko vielu struktūru (fizikāli ķīmiskās īpašības, molekulasu u. c.), savukārt Saules radiācijas izmaiņas var ietekmēt organisko vielu fotodegradācijas procesus (Maurice et al., 2002; Brinkmann et al., 2003).

Statistiski ticamu negatīvu trendu trūkumu biogēno elementu koncentrācijai var skaidrot ar šo elementu aprites un transformācijas procesiem, kuru norisē liela nozīme ir dabiskajiem faktoriem.



3.19. attēls. Magnija jonu mainība Daugavā – monitoringa postenī augšpus Jēkabpils – un hlorīdjonu mainība Ventā – monitoringa postenī augšpus Kuldīgas (1977. – 2001. g.).

Analizējot galveno neorganisko jonu koncentrāciju ilgtermiņa mainību, redzams, ka laika posmā no 1980. līdz 2001. gadam ir pieaugusi magnija un hidroģēnkarbonātu jonu koncentrācija un tās pieaugums ir būtisks gandrīz visām Latvijas lielākajām upēm (3.11. tab.; 3.19. att.). Arī kalcija jonu saturs kopumā pieaug, bet šis trends nav statistiski būtisks nevienai no pētītajām upēm. Tā kā visu šo komponentu koncentrāciju nosaka dabiskie procesi un piesārņojuma līmenis to neietekmē, tad pozitīvos trendus var saistīt ar karbonātiežu, īpaši dolomītu dēdēšanas intensitātes pieaugumu. Jāatzīmē, ka 80. gadu beigās un 90. gadu sākumā konstatēti augstāki upju caurplūdumi (Kļaviņš et al., 2002), kas var veicināt dēdēšanas procesus.

**Galveno neorganisko jonu ilgtermiņa mainība Latvijas upēs pēc Manna–
Kendala testa vērtības (1980. – 2001. g.) (izceltajām vērtībām $p \leq 0,05$).**

Monitoringa postenis	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺
<i>Venta augšpus Kuldīgas</i>	2,960	-2,085	-1,340	2,963	-1,921	-1,630	0,621
<i>Abava augšpus Kandavas</i>	1,557	-1,857	-2,064	2,393	-2,994	-2,598	0,912
<i>Abava leļpus Kandavas</i>	1,151	-1,256	-1,216	2,370	-3,209	-2,440	0,660
<i>Saka – grīva</i>	0,172	-4,440	-2,371	3,301	-2,503	-4,145	0,650
<i>Bārta – Dūkupji</i>	2,986	-2,899	-0,685	2,919	-1,689	-2,396	0,961
<i>Irbe – Vičaki</i>	-0,871	-2,974	-1,834	0,406	-2,208	-1,694	– 0,137
<i>Daugava augšpus Jēkabpils</i>	3,138	-1,599	1,691	2,034	-1,636	-0,544	1,311
<i>Dubna augšpus Līvāniem</i>	3,303	-3,768	-1,580	3,141	-1,790	-3,127	– 0,033
<i>Aiviekste – grīva</i>	1,832	-2,699	1,217	2,018	-2,146	-0,994	– 0,179
<i>Rēzekne augšpus Rēzeknes</i>	3,587	-2,588	2,808	0,996	-1,075	2,243	– 0,305
<i>Rēzekne leļpus Rēzeknes</i>	5,403	-3,344	-0,574	2,328	-3,136	-2,352	0,917
<i>Lielā Jugla – Zaķi</i>	1,655	-3,225	-0,446	2,641	-2,134	-0,683	1,243
<i>Salaca augšpus Salacgrīvas</i>	2,185	-2,582	1,907	0,884	-1,711	-1,451	0,880
<i>Gauja augšpus Valmieras</i>	2,317	-2,529	0,443	2,466	-0,202	-0,321	1,096
<i>Gauja leļpus Valmieras</i>	2,417	-1,205	0,524	1,814	-0,487	-0,420	0,764
<i>Gauja leļpus Carnikavas</i>	1,592	-4,179	-1,703	2,087	-3,665	-1,410	0,572
<i>Tulija – Zosēni</i>	2,029	-3,607	0,215	1,269	-2,221	-2,052	– 0,311
<i>Abuls augšpus Smiltenes</i>	2,345	-0,406	1,022	1,528	-0,850	2,189	– 0,191
<i>Lielupe augšpus Kalnciema</i>	0,973	-2,260	0,372	1,939	-1,581	-0,621	0,040
<i>Mēmele leļpus Skaistkalnes</i>	2,239	-1,784	0,087	3,864	0,142	1,471	1,546
<i>Mūsa – Lietuvas robeža</i>	1,223	-1,793	-0,634	2,945	-0,931	0,984	0,000
<i>Iecava – grīva</i>	2,728	-2,748	-0,219	3,030	-1,913	-0,385	1,085

Atšķirīgs ilgtermiņa izmaiņu raksturs vērojams hlorīdu un nātrija jonu koncentrācijai. Šo jonu saturam gandrīz visās pētītajās upēs atklāts statistiski būtisks ($p < 0,05$) negatīvs trends un galvenais koncentrāciju samazinājums noticis laika posmā no 1991. līdz 2001. gadam (3.19. att.). Hlorīdjonu, nātrija, kā arī sulfātu un kālija jonu saturu dabas ūdeņos būtiski var ietekmēt arī antropogēnie faktori, īpaši notekūdeņu ievadīšana vai virszemes notece no urbānizētajām teritorijām (Maxe, 2001).

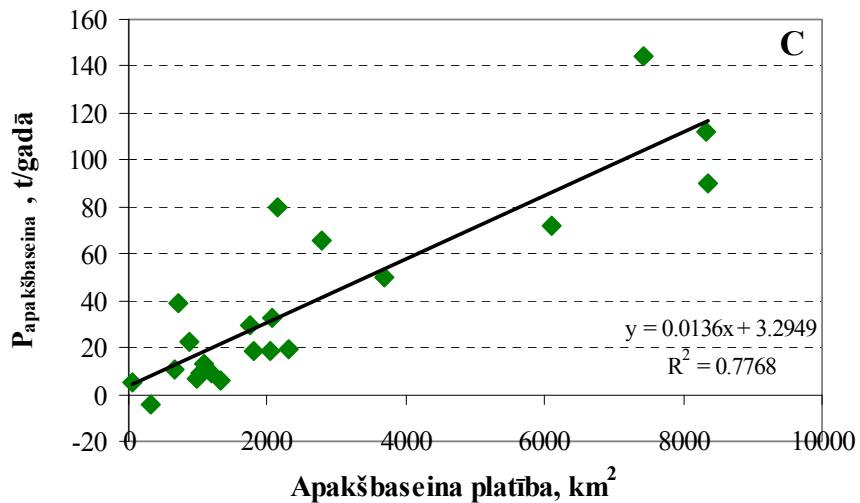
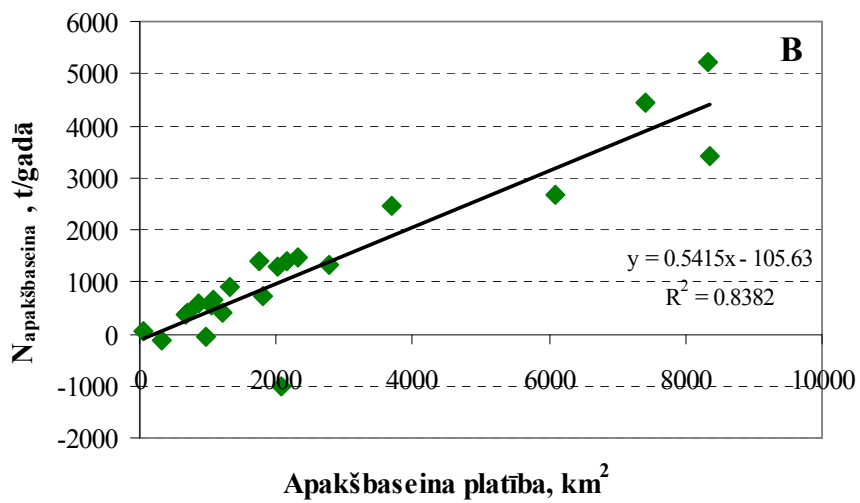
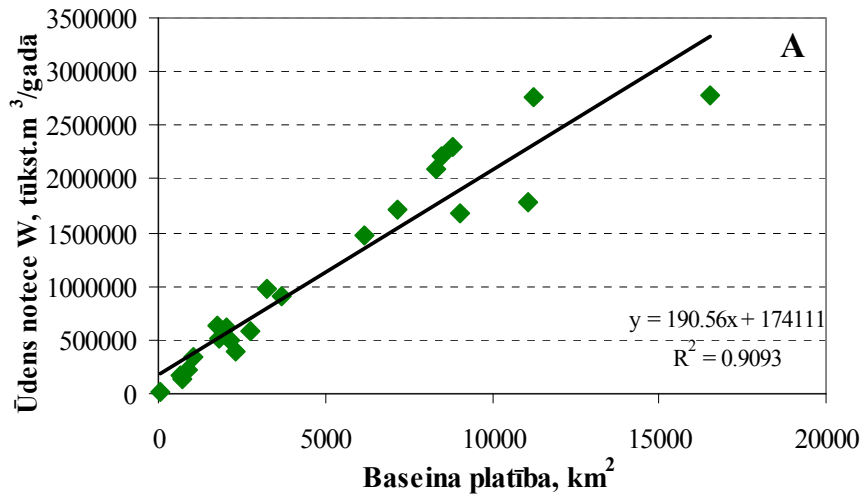
Atšķirīgie dažādu biogēno elementu un organisko vielu saturu raksturojošo parametru un galveno neorganisko jonu ilgtermiņa izmaiņu trendi apliecina, ka ūdeņu kvalitāti nosaka dabisko un antropogēno faktoru iedarbības līdzsvars.

3.4. BIOĢĒNO ELEMENTU PLŪSMU NOVĒRTĒŠANA

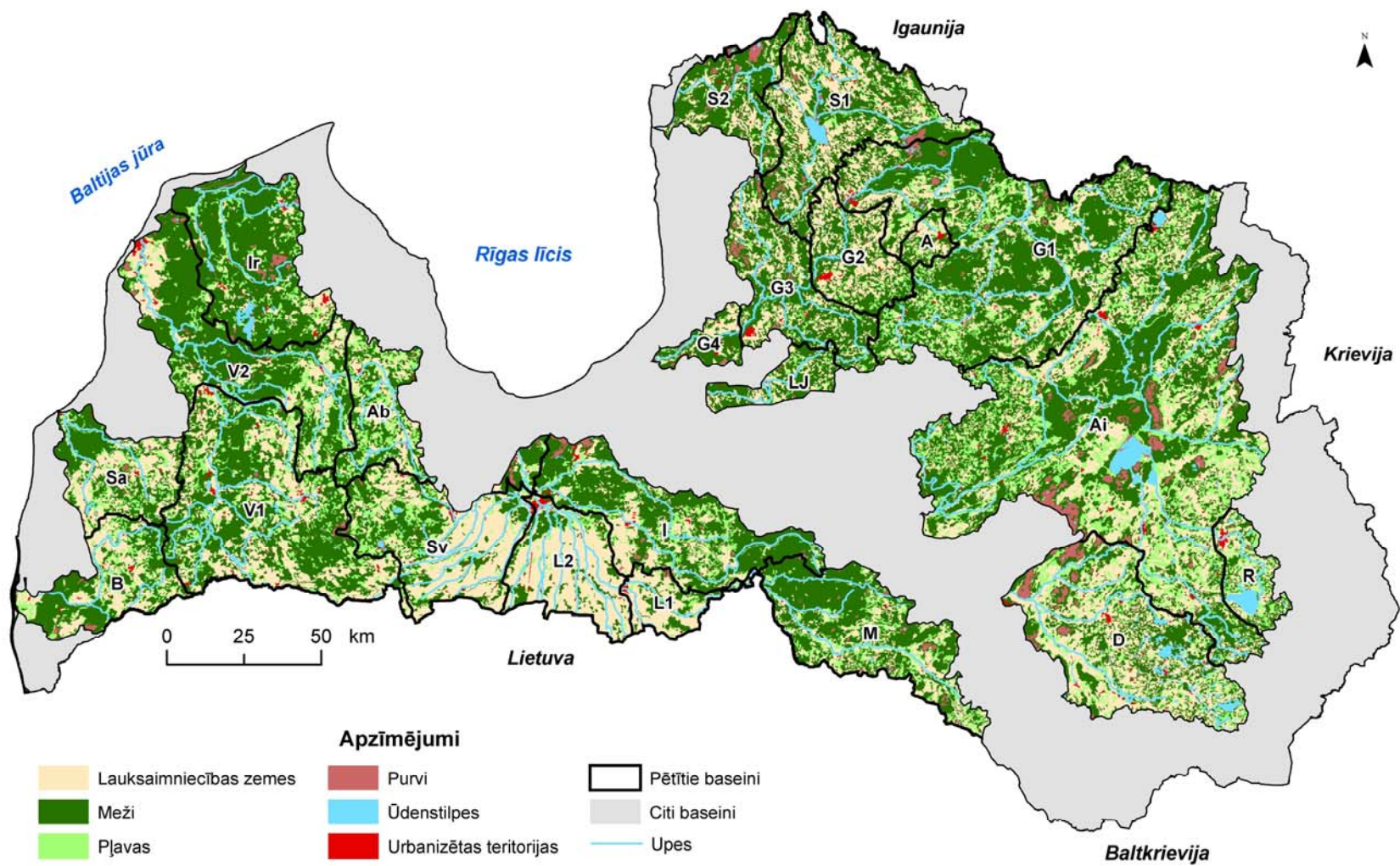
3.4.1. Sateces baseina raksturlielumu ietekme uz biogēno elementu saturu

Sateces baseina platība ir viens no svarīgākajiem parametriem, kas ietekmē virszemes ūdeņu kvalitāti, nosakot ūdens noteces apjomus (3.20. att.) un atspoguļojot kopējos slodzes apmērus. Analizējot kopējā slāpekļa un kopējā fosfora slodzes Latvijas upēs 22 apakšbaseinu līmenī, redzams, ka, pieaugot apakšbaseina platībai, palielinās arī kopējā slāpekļa ($r = 0,92$) un kopējā fosfora ($r = 0,88$) slodzes, kas rodas konkrētā apakšbaseina teritorijā (3.20. att.).

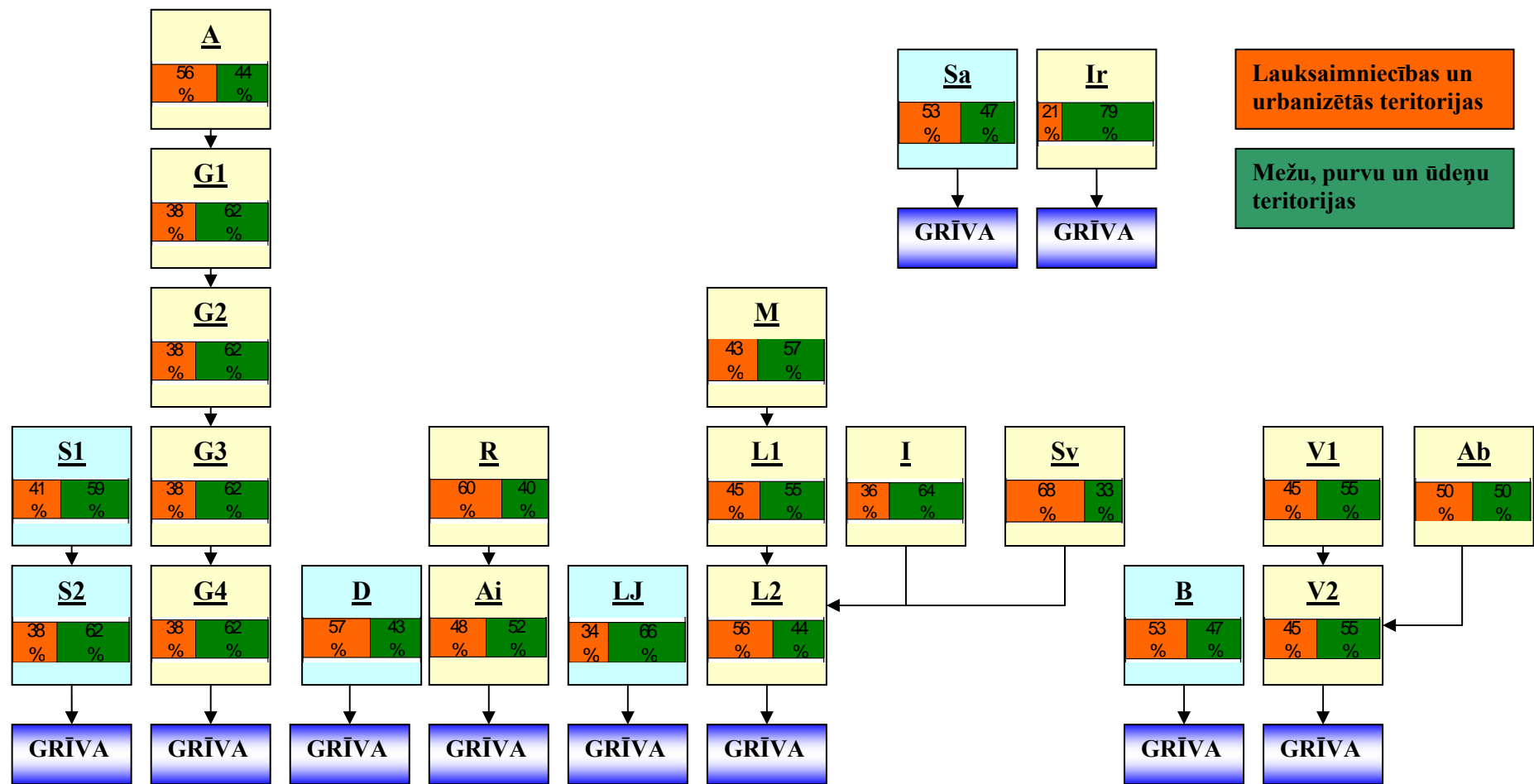
Izmantojot *Corine Land Cover 2000 Latvija* datus, 22 upju sateces apakšbaseiniem tika noteikts zemes lietojuma veidu sadalījums, lai raksturotu antropogēnās ietekmes apjomus (3.21. att.). Lielākais dabisko teritoriju (mežu un purvu) platību īpatsvars ir Irbes, Salacas, Gaujas un Lielās Juglas baseinos, bet mazākais – Svētes, Dubnas un Lielupes baseinos (3.22. att.). Sateces baseina/apakšbaseina platība ietekmē biogēno elementu slodzes (t/gadā), bet biogēno elementu koncentrācija ir atkarīga no zemes lietojuma veidu procentuālā sadalījuma. Korelācija starp kopējā slāpekļa koncentrāciju un zemes lietojuma veidu sadalījumu kopumā ir ciešāka (R^2 ir lielāks par 0,30) nekā starp fosfora koncentrāciju un zemes lietojuma veidiem ($R^2 = 0,17$). To nosaka atšķirības šo elementu pieplūdes, transporta un aizturēšanas procesos. Arī Somijā veiktā pētījuma rezultāti (Ekholm et al., 2000) apstiprina, ka ciešāka korelācija pastāv starp lauksaimniecības zemju platību īpatsvaru un kopējā slāpekļa koncentrāciju nekā ar kopējā fosfora koncentrāciju. Pēc P. Ekholma (Ekholm et al., 2000) veiktā pētījuma rezultātiem, atšķirībā no kopējā slāpekļa koncentrācijas, kopējā fosfora un kopējo suspendēto vielu saturs cieši korelē ar tīrumu reljefa nogāžu slīpumu, un tas apliecina, ka slāpeklis no augsnes izskalojas galvenokārt šķīstošo savienojumu veidā. Šādu izskalošanos nosaka augsnes organiskā slāpekļa mineralizēšanās procesi, savukārt fosfora savienojumu transportā lielāka nozīme ir spēlē erozijas procesiem.



3.20. attēls. Kopsakarības starp upju baseinu platību un ūdens noteces apjomu (A), starp apakšbaseinu platību un slāpekļa slodzi (B) un apakšbaseinu platību un fosfora (C) slodzi (apakšbaseinu sadalījums norādīts 3.21. attēlā).



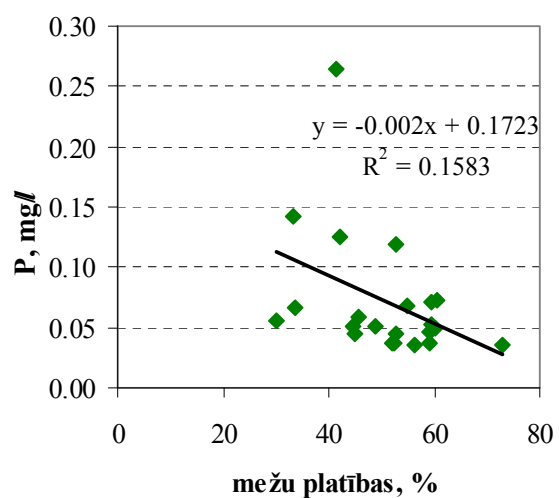
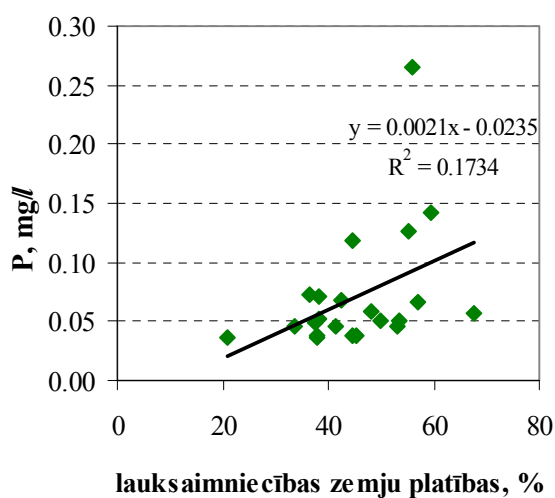
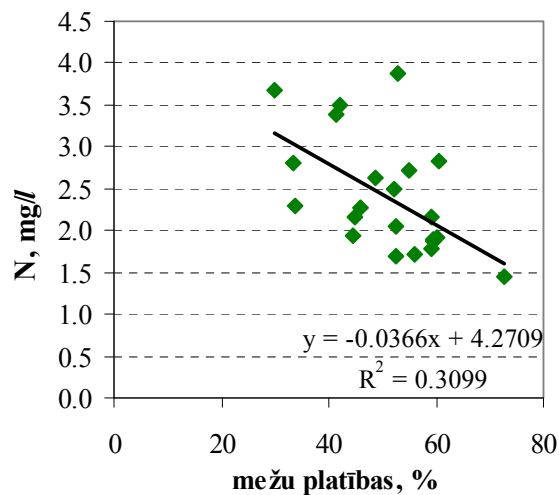
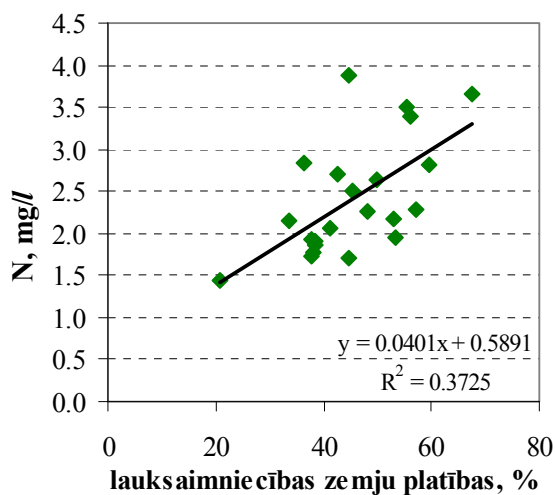
3.21.attēls. Zemes lietojuma veidi pētītajos Latvijas upju baseinos (apakšbaseinu šifri norādīti 2.2.attēlā).



3.22. attēls. Galveno zemes lietojuma veidu (lauksaimniecības zemju, urbanizēto teritoriju platības un mežu, purvu, ūdeņu platības) sadalījums Latvijas upju apakšbaseinos (apakšbaseinu sadalījums norādīts 2.2. attēlā).

Starp lauksaimniecības zemju platību procentuālo īpatsvaru Latvijas upju apakšbaseinos un slāpekļa, kā arī fosfora koncentrāciju pastāv pozitīva korelācija (attiecīgi $r = 0,61$ un $r = 42$; $p=0,05$), turpretī mežu platību īpatsvars negatīvi korelē ar kopējā slāpekļa ($r = -0,56$) un fosfora saturu ($r = -0,40$) (3.23. att.). Lineārā korelācija starp biogēno elementu koncentrāciju un purvu, kā arī ūdeņu platību īpatsvaru ir vāja.

Flandrijas upju ūdeņu kvalitātes mainības izvērtējuma rezultāti (Van Herpe and Troch, 2000) rāda, ka pastāv cieša pozitīva korelācija starp lauksaimniecības zemju procentuālo īpatsvaru sateces baseinā un nitrātjonu koncentrāciju ($r = 0,98$). Arī Lielbritānijā veiktie mazo upju sateces baseinu pētījumi (Thornton and Dise, 1998) parādījuši, ka upēs, kur nitrātjonu koncentrācija pārsniedz $50 \mu\text{eq/l}$, lauksaimniecībā izmantojamās zemes aizņem 63 – 100 % no kopējās sateces baseina platības. Vājākas korelācijas starp dažādu zemes lietojuma veidu īpatsvaru sateces baseinos un biogēno elementu koncentrāciju Latvijas upēs varētu skaidrot ar salīdzinoši zemu antropogēno slodzi, piemēram, nelielajiem minerālmēsļu lietošanas apjomiem, kā arī ar hidroloģiskā režīma ietekmi uz biogēno elementu izskalošanos no sateces baseina un citiem sateces baseina raksturlielumiem.



3.23. attēls. Slāpekļa un fosfora koncentrācijas atkarība no zemes lietojuma veidu īpatsvara sateces baseinā.

3.4.2. Biogēno elementu slodžu un to aizturēšanas novērtējums Latvijas upju sateces baseinos

Promocijas darba ietvaros biogēno elementu slodžu novērtējums dažādiem avotiem, izmantojot MESA W modeli, tika veikts 22 upju apakšbaseinos. Modelēšanas rezultāti rāda, ka lielākās slāpekļa slodzes (27 – 73 %) veido notece no lauksaimniecības zemēm, taču jāņem vērā tas, ka slodzes vērtības Latvijas teritorijā raksturo liela mainība. Lielākais slāpekļa slodzes īpatsvars (līdz pat 73 %) no lauksaimniecības zemēm konstatēts Lielupes apakšbaseinos. To var skaidrot gan ar intensīvo lauksaimniecību, gan arī ar lielāku aramzemju platību īpatsvaru upju sateces baseinos. Piemēram, Jelgavas rajonā ar minerālmēsliem tiek mēsloti 61,6 % no lauksaimniecības zemju kopējās platības, Dobeles rajonā – 52,1 %, Bauskas rajonā –

39,7 %, bet Latvijā vidēji – tikai 24,0 % no visām lauksaimniecības zemēm (2001. gada lauksaimniecības..., 2003).

Slāpekļa slodze no dabiskām platībām veido līdz 26 - 70 % no kopējās slāpekļa slodzes. Kopumā slāpekļa slodze no dabiskām teritorijām dominē tajos baseinos, kur šādu platību īpatsvars pārsniedz 60 %. Irbes baseinā konstatēta lielākā slāpekļa slodze no dabiskām teritorijām, un šīs platības aizņem aptuveni 79 % no Irbes sateces baseina. Slāpekļa slodze no punktveida avotiem veido tikai 0,5 - 18 %.

Ar MESA W modeli veiktie aprēķini liecina, ka fosfora slodzes no lauksaimniecībā izmantojamām teritorijām veido 23 – 63 % no fosfora kopējās slodzes, līdzīgas fosfora slodzes ir arī no dabiskām platībām – 17 – 62 % no fosfora kopējās slodzes. Lielākās slodzes no lauksaimniecības zemēm (>50 %) ir tajos apakšbaseinos, kuros dominē šis zemes lietojuma veids, – Svētes, Lielupes, Sakas, Bārtas, Dubnas, kā arī Aiviekstes baseinā. Lielākās slodzes no dabiskām teritorijām veidojas baseinos, kur dominē šīs platības, – Irbes baseinā, Gaujas augšteces baseinā un Salacas baseinā. Fosfora slodžu īpatsvars no punktveida avotiem veido no 3,1 % (apakšbaseins L2 – Lielupe līdz Jelgavai) līdz 44 % (apakšbaseins R – Rēzeknes upe līdz Rēzeknes pilsētai), un tas ir vidēji 4 reizes lielāks par slāpekļa slodžu īpatsvaru no punktveida avotiem.

Jāatzīmē, ka, novērtējot kopējā fosfora slodzes modeļa rezultātiem statistiskais būtiskuma līmenis ir zemāks ($p > 0,05$) nekā rezultātiem par kopējā slāpekļa slodzēm. Datorprogrammas aprēķināto izneses koeficientu būtiskuma līmeni raksturo t-kritērijs. Aprēķinātos koeficientus var uzskatīt par statistiski būtiskiem, ja t-kritērija vērtība ir mazāka par -2 vai lielāka par +2. Tā, piemēram, modeļa aprēķinātajam slāpekļa izneses koeficientam no lauksaimniecības zemēm t-kritērija vērtība ir 3,5, bet no dabiskām platībām tā ir 3,4. Modeļa aprēķinātajam fosfora izneses koeficientam no lauksaimniecības teritorijām t-kritērija vērtība ir 1,64, bet no dabiskām teritorijām šī vērtība ir 1,38. Zemo statistiskā būtiskuma līmeni modelētajiem fosfora slodžu un aizturēšanas apjomiem, iespējams, var skaidrot ar to, ka fosfora plūsmas sateces baseinos lielā mērā ietekmē arī augšņu tips, augšņu granulometriskais sastāvs un sateces baseina reljefs, kas šajos aprēķinos netika ņemts vērā.

Salīdzinājumā ar citu pētījumu rezultātiem par slodžu sadalījumu MESA W modeļa aprēķinātās biogēno elementu slodzes no punktveida avotiem ir zemākas. Piemēram, biogēno elementu slodžu novērtējuma rezultāti Dommelā upes baseinam (Nīderlande un Beļģija) liecina, ka lielākās kopējā slāpekļa (48 %) un kopējā fosfora

(81 %) slodzes nāk no punktveida avotiem (Pieterse et al., 2003). Igaunijā MESAW modelis izmantots, lai novērtētu biogēno elementu avotus Peipusa baseinā. Iegūtie rezultāti rāda, ka lielākās slāpekļa slodzes (61 %) rada difūzās noteces no lauksaimniecības zemēm, bet galvenais fosfora avots (42 %) ir punktveida piesārņojums (Vassiljev and Stålnacke, 2003). E. Apsītes un A. Indriksona (2006) pēc PLC metodikas (Guidelines, 1999) upju baseinu līmenī veiktie aprēķini kopumā uzrāda lielākas slodzes no lauksaimniecības zemēm (slāpeklim līdz 83 % Lielupes baseinā un fosforam līdz 78 %) salīdzinājumā ar šī promocijas darba ietvaros iegūtajiem rezultātiem. Savukārt slāpekļa slodzes no mežiem nepārsniedz 39 %, bet fosfora slodzes – 29 %. Šādas atšķirības var skaidrot gan ar mainīgiem dabas apstākļiem, dažādu antropogēno slodzi, gan arī ar izmantotajām analīzes metodēm.

Biogēnie elementi virszemes ūdeņos nonāk no dažādiem avotiem. Pie tiem pieder, piemēram, dabiskā (fona) notece, notece no lauksaimniecības teritorijām, punktveida avotu emisijas, izkrišana no atmosfēras un atmosfēras slāpekļa fiksēšana pašās ūdenstilpēs. Tā kā biogēnie elementi tiek aizturēti vai izvadīti no ūdenstilpes, biogēno elementu slodzes ceļā uz grīvu var arī samazināties. Biogēno elementu aizturēšana (*nutrient retention* – angļu val.) ir process, kurā biogēnie elementi tiek bioķīmiski pārveidoti, īslaicīgi vai ilgstoši aizturēti sateces baseinā vai arī pašā ūdenstilpē (Grimvall and Stålnacke, 1996; Berge et al., 1997). Biogēno elementu aizturēšanas apjomus ūdenstilpē vai ūdenstecē nosaka šādi faktori:

- ✓ sedimentācijas procesu intensitāte un ar suspendētajām daļiņām saistītu biogēno elementu izgulsnēšanās;
- ✓ ūdeņu trofiskais statuss un biogēno elementu asimilēšanās fitoplanktonā, makrofītos un zivīs;
- ✓ biogēno elementu bioķīmiskie transformācijas procesi, piemēram, denitrifikācijas procesu intensitāte;
- ✓ hidroloģiskais režīms, piemēram, ūdens apmaiņas laiks ezerā, pavasara palu intensitāte;
- ✓ ūdenstilpes vai ūdensteces morfometriskie rādītāji – ezera dziļums, platība, ezera un sateces baseinu platības attiecība, upes garuma un sateces baseina attiecība u. c.;
- ✓ citi faktori, piemēram, organisko vielu saturs ūdenī, ūdenī izšķīdušā skābekļa režīms (Berge et al., 1997).

Slāpekļa savienojumu „izņemšana” no ūdens fāzes var notikt denitrifikācijas procesos, šiem savienojumiem asimilējoties planktonā, augstākajos ūdensaugos un perifitonā, kā arī sedimentācijas procesos. Biogēno elementu aizturēšana var norisināties arī augsnes virskārtā, sakņu zonā, dziļākos augsnes slāņos un gruntsūdeņos. Biogēno elementu aizturēšanas apjoms sateces baseinos ir atkarīgs no ūdenstilpes trofiskā stāvokļa, dziļuma, ūdens uzturēšanās laika, ezeru un sateces baseina platību attiecības, biogēno elementu slodzes, organisko vielu slodzes, denitrifikācijas procesu aktivitātes un citiem faktoriem. Tā, piemēram, biogēno elementu aizturēšanas apjomi ir lielāki eitrofos ezeros nekā oligotrofos. Slāpekļa bilances pētījumi astoņos Norvēģijas ezeros parādījuši, ka eitrofos ezeros tiek aizturēti 20 – 30 % no slāpekļa slodzes, bet oligotrofos ezeros aizturēšanas apjoms ir mazāks par 5 % (Berge et al., 1997). Dīvos eitrofos Zviedrijas ezeros, kuru ūdens apmaiņas laiks ir 2,5 gadi, tiek aizturēti 50 % kopējā slāpekļa (Ahlgren et al., 1994).

Pētījumu rezultāti (piemēram, Berge et al., 1997) liecina, ka aktīvākie biogēno elementu aizturēšanas procesi norisinās ezeros, īpaši tas raksturīgs fosfora savienojumiem, jo fosfātiem ir tendence sorbēties uz sedimentu daļiņām un izgulsnēties (Thornton et al., 1999). Tas nozīmē, ka ūdens apmaiņas laiku ezerā var uzskatīt par vienu no svarīgākajiem faktoriem, kas ietekmē fosfora aizturēšanas apjomus.

Modeļa aprēķinātie kopējā slāpekļa aizturēšanas apjomi pētītajos Latvijas upju apakšbaseinos svārstās no 0,03 % Abulā un 0,07 % Gaujas apakšbaseinā (G4, līdz Carnikavai) līdz 39 % Aiviekstē. Ievērojamos kopējā slāpekļa aizturēšanas apjomus Aiviekstes baseinā varētu skaidrot ar Lubāna ezera ietekmi, kā arī citu ūdenstilpju, purvu un mitrāju lielo īpatsvaru sateces baseinā. Kopējā slāpekļa aizturēšana pētītajos upju baseinos vidēji ir ap 18 %, tātad tā nedaudz zemāka par citos pētījumos novērtēto, piemēram, vidējie slāpekļa savienojumu aizturēšanas apmēri Peipusa ezera sateces baseinā ir 33 % (Vassiljev and Stålnacke, 2003), Zviedrijas ezeros – 40 %, bet 69 Dānijas ezeros – vidēji 41 % no kopējās slodzes (Persson, 2003).

Kopējā fosfora aizturēšanas apjomi pētīto upju apakšbaseinos svārstās no 4,4 % Gaujas apakšbaseinā G4 (līdz Carnikavai), 6,1 % Rēzeknē un 7,9 % Lielajā Juglā līdz 53 % Ventas apakšbaseinā V1 (līdz Kuldīgai), 50,6 % Lielupes apakšbaseinā L1 (līdz Jelgavai), 46 % Gaujas apakšbaseinā G1 (līdz Valmierai) un 43,5 % Aiviekstē. Šādu rādītāju atšķirību varētu skaidrot ar ezeru platībām sateces baseinā. Kopējā fosfora aizturēšana pētītajos baseinos ir vidēji 22 %.

Ūdenskrātuvē uz Vislas upes (Polija) slāpekļa savienojumu aizturēšanas apjomi novērtēti aptuveni 10 %, bet fosfora savienojumu apjomi – 30 % no kopējās slodzes (Tonderski, 1997). Cita pētījuma rezultāti (Imhoff, 1996) rāda, ka Rūras upē tiek aizturēti 50 % no fosfora slodzes, savukārt Dānijā veiktajā pētījumā (Svendsen et al., 1995) atrodams ziņas, ka zemienes upes sateces baseinā fosfora savienojumu aizturēšanas apjomi mainās gada laikā un atsevišķās sezonās fosfors var tikt atbrīvots no upju nogulumu sedimentu resuspensijas un krastu erozijas rezultātā. Literatūras avotos arī minēts, ka nitrātu slāpekļa aizturēšana upēs, visticamāk, svārstās no 1 līdz 5 % no upju slodzes (Haag and Kaupenjohann, 2001), nitrātu slāpekļa aizturēšana Zviedrijas dienviddaļas upēs veido 2 – 7 % (Arheimer and Brandt, 1998). Kasari upē, Igaunijā, nitrātu slāpekļa aizturēšana ir mazāka par 10 % (Lidèn et al., 1998).

Aiviekstes baseinā aprēķināta lielākā abu biogēno elementu aizturēšana, tāpat arī Dubnā abu parametru aizturēšanas process ir būtisks. Biogēno elementu aizturēšanu šajos baseinos varētu skaidrot ar salīdzinoši lielajām platībām, ko aizņem purvi (mitrāji) un ūdenstilpes. Biogēno elementu aizturēšanas apjomus varētu skaidrot ar Lubāna ezera un mitrāju kompleksu ietekmi, nozīmīgs varētu būt arī polderu sistēmas ieguldījums.

Iegūto rezultātu ticamības līmenis ir tieši atkarīgs gan no pieejamo datu apjoma, gan no kvalitātes. Pētījuma periodā (1991. – 2001. g.) ūdeņu ķīmiskā sastāva paraugu ņemšanas biežums ir mainījies, piemēram, Iecavā no 1991. gada līdz 1996. gadam tika ņemti 12 paraugi gadā, 1997. gadā – 10 paraugi, 1998. un 1999. gadā – tikai 5, 2000. gadā – 6, bet 2001. gadā – 10 ūdens ķīmiskā sastāva paraugi. Irbē no 1991. gada līdz 1994. gadam ņemti 6 paraugi gadā, 1995. gadā – 8, 1996. gadā – 6, 1997. gadā – 10, no 1998. līdz 2000. gadam – 6 paraugi gadā, bet 2001. gadā – 9 paraugi. Biogēno elementu slodžu aprēķinu precizitāte samazinās, ja ūdeņu kvalitātes paraugu ņemšanas biežums ir mazāks (Svendsen et al., 1995).

Neraugoties uz minētajām problēmām, matemātiskās modelēšanas metodes ir iespējams izmantot, lai novērtētu biogēno elementu slodzes un aizturēšanas apjomus Latvijā.

SECINĀJUMI

1. Latvijas virszemes ūdeņu ķīmisko sastāvu raksturo liela telpiskā un temporālā mainība. Jonu koncentrāciju attiecību analīze liecina, ka kopumā karbonātiežu dēdēšana ir noteicošais process, kas ietekmē ūdeņu sastāvu. Tomēr dažos Lielupes baseina ezeros un upēs liela nozīme ir ģipša dēdēšanas procesiem. Savukārt piejūras ezeros un upju grīvās ūdeņu ķīmisko sastāvu ietekmē arī jūras ūdeņu pieplūde, bet purvu un hipereitrofos ezeros – organisko vielu pieplūde. Pētījuma rezultāti rāda, ka ūdeņu ķīmiskā sastāva telpiskās mainības novērtēšanai un klasifikācijas izstrādei Latvijas apstākļos ir rekomendējamas grafiskās datu analīzes metodes (Paipera diagrammas un Štifa diagrammas) un jonu koncentrāciju attiecību analīzes metodes.
2. Starp galveno neorganisko jonu saturu Latvijas upēs un ūdens caurplūdumu pastāv cieša korelācija, mazāk izteiktas kopsakarības eksistē starp caurplūdumu un biogēno elementu, kā arī organisko vielu satura rādītāju vērtībām. Līdz ar to ūdeņu ķīmiskā sastāva ilgtermiņa mainības rakstura un piesārņojuma slodzes novērtēšanai svarīgi ņemt vērā novērojumu perioda garumu un hidroloģiskā režīma fāzi.
3. Biogēno elementu satura ilgtermiņa mainības analīzes rezultāti rāda, ka laikā no 1980. līdz 1990. gadam šo elementu koncentrācija Latvijas upēs pieaug, bet no 1991. līdz 2001. gadam – samazinās. Galveno neorganisko jonu koncentrācijas mainība uzrāda atšķirīgas tendences – Mg^{2+} un HCO_3^- saturs laikā no 1980. līdz 2001. gadam būtiski pieaug, bet Cl^- , Na^+ un K^+ saturs samazinās. Ūdeņu ķīmiskā sastāva būtiskas svārstības var norādīt uz dabisko un antropogēno faktoru līdzsvara izmaiņām sateces baseinā. Virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva ilgtermiņa novērojumi, ietverot galveno neorganisko jonu un piesārņojošo vielu satura noteikšanu, kā arī ūdeņu fizikālo parametru mērījumus, ļauj pamatoti analizēt mainīgu dabisko procesu ietekmi uz ūdeņu sastāvu un ir priekšnosacījums ūdeņu tipoloģijas un kvalitātes kritēriju izstrādei.
4. Biogēno elementu satura un noteces ilgtermiņa mainības raksturu ietekmē gan dabisko, gan antropogēno faktoru kopums, kas nosaka slodžu apjomus no dažādiem pieplūdes avotiem un biogēno elementu transporta, transformācijas un aizturēšanas procesus sateces baseinā un pašā ūdenstilpē.

PATEICĪBAS

Vislielāko pateicību izsaku promocijas darba zinātniskajam vadītājam profesoram Mārim Kļaviņam par mērķtiecīgu virzīšanu cauri zinātnes labirintiem. Bez prof. Māra Kļaviņa neizsīkstošās enerģijas, daloties savās plašajās zināšanās par ķīmijas, hidroķīmijas un citām zinātnes problēmām, šis darbs tiktu rakstīts vēl daudzus gadus.

Lielu paldies saku savam kolēģim Valērijam Rodinovam no LU Bioloģijas institūta gan par palīdzību “zinātnes bīdīšanā”, gan par iedvesmojošajiem stāstiem iz zinātnieku dzīves.

Paldies maniem mīļajiem kolēģiem Mārai Dzenei, Lindai Eglītei, Jānim Šīrem, Oskaram Purmalim, Guntai Sprinģei, Agritai Briedei, Elgai Parelei, Ivaram Druvietim, kā arī ex-kolēģiem Kristīnei, Baibai, Judītei un Mildiņai. Paldies saku Elgai Apsītei gan par atbalstu, gan par vērtīgo kritiku un dažreiz arī atšķirīgu viedokļu izteikšanu. Jūs esat visvisvis...labākie kolēģi!!!

Promocijas darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā Fonda finansētā projekta Nr. 2004/0001/VPD1/ESF/PIAA/04/NP/3.2.3.1/0001/0001/0063 „Doktorantu un jauno zinātnieku pētniecības darba atbalsts LU” atbalstu.

LITERATŪRA

- Adamson J.K., Scott W.A., Rowland A.P. (1998) The dynamics of dissolved nitrogen in a blanket peat dominated catchment. *Env. Pollut.* 99, 69–77.
- Ahearn D.S., Sheibley R.W., Dahlgren R.A., Keller K.E. (2004) Temporal dynamics of stream water chemistry in the last free-flowing river draining western Sierra Nevada, California. *J. Hydrol.* 295, 47–63.
- Aigars J. (2001) Seasonal variations of the phosphorus geochemistry in the surface sediments of the Gulf of Riga, Baltic Sea. *Chemosphere* 45, 827–834.
- Aigars J., Carman, R. (2001) Seasonal and spatial variations of carbon and nitrogen distribution in the surface sediments of the Gulf of Riga, Baltic Sea. *Chemosphere* 43(3), 313–20.
- Apsite E., Klavins M. (1998) Assessment of the changes of COD and color in rivers of Latvia during the last twenty years. *Environ. Internat.* 24(5/6), 637–643.
- Apsīte E. (1999) Organisko vielu plūsmu izmaiņas Latvijas un Zviedrijas virszemes ūdeņos mainīgas antropogēnās slodzes apstākļos. Promocijas darbs. Rīga: LU, 223 lpp.
- Arheimer B., Brandt M. (1998) Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio* 27(6), 471–480.
- Arheimer B., Brandt M. (2000) Watershed modelling of nonpoint nitrogen losses from arable land to the Swedish coast in 1985 and 1994. *Ecol. Eng.* 14, 389–404.
- Balode M. (1999) Fitoplanktons kā Rīgas liča vides kvalitātes rādītājs. Promocijas darbs. LU, Hidroekoloģijas institūts.
- Balode M., Puriņa I., Bechemin C., Maestrini Y.S. (1998) Effects of nutrient enrichment on the growth rates and community structure of summer phytoplankton from the Gulf of Riga, Baltic Sea. *J. Plankton Research* 20(12), 2251–2272.
- Bechmann M., Stålnacke P. (2005) Effect of policy-induced measures on suspended sediments and total phosphorus concentrations from three Norwegian agricultural catchments. *Sci. Total Environ.* 344, 129–142.
- Behrendt H., Huber P., Kornmilch M., Opitz D., Schmoll O., Scholz G., Uebe R. (1999) Nutrient emissions into river basins of Germany. Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries. Report No. UBA–FB.

- Behrendt H., Kornmilch M., Korol R., Stronska M., Pagenkopf W.–G. (1999) Point and diffuse nutrient emissions and transports in the Odra basin and its main tributaries. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 27, 274–281.
- Berge D., Fjeld E., Hindar A., Kaste Ø. (1997) Nitrogen retention in two Norwegian watercourses of different trophic status. *Ambio* 26, 282–288.
- Bergström S., Brandt M., Gustafson A. (1987) Simulation of runoff and nitrogen leaching from two fields in southern Sweden. *Hydrol. Sci. J.* 32(2–6), 191–205.
- Bērziņš B. (1949) Zur Limnologie der Seen Südostlettland. Schweiz. *Zeitschr. Hydrol.* 11(¾), 583–607.
- Bērziņš B., Sizovs N. (1943) Die Morphometrie einiger Seen Lettlands. *LU Zinātn. Raksti.* 1(6), 187–240.
- Blacher C. (1908) Das Eindringen von Seewasser in die Düna. *Rigasche Ind. Ztg.* 13, 161–165.
- Briede A., Kļaviņš M., Rodinov V. (2000) Chemical composition of Lake Engures (Engure), Latvia. *Proc. Latv. Acad. Sci., ser B* 54(6/6), 160–164.
- Brinkmann T., Horsch P., Sartorius D., Frimmel F.H. (2003) Photoformation of low-molecular-weight organic acids from brown water dissolved organic matter. *Environ. Sci. Tech.* 37(18), 4190–4198.
- Brodnjak–Vončina D., Dobčnik D., Novič M., Zupan J. (2002) Chemometrics characterisation of the quality of river water. *Anal. Chim. Acta.* 462, 87–100.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H. (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Issues in Ecology* 8(3), 559–568.
- Chapman P.J., Edwards A.C., Cresser M.S. (2001) The nitrogen composition of streams in upland Scotland: some regional and seasonal differences. *Sci. Total Environ.* 265, 65–83.
- Cimdiņš P. (1995) River typology: parameters for evolution of their environmental state. *Proc. Latv. Acad. Sci., B.* 49(1/2), 99–106.
- Cimdiņš P. (2001) Limnoekoloģija. Rīga: Zinātne.
- Clark M.J., Cresser M.S., Smart R., Chapman P.J., Edwards A.C. (2004) The influence of catchment characteristics on the seasonality of carbon and nitrogen species concentrations in upland rivers of Northern Scotland. *Biogeochemistry* 68, 1–19.

- Conover W.J. (1980) Practical non-parametric statistics, 2nd edn. J.Wiley, New York.
- CORINE Land Cover 2000 Latvija. (2003) Latvijas Vides aģentūra, Eiropas Vides aģentūra (mērogs 1:100000).
- Crawford C.G., Slack J.R., Hirsch R.M. (1983) Nonparametric tests for trends in water quality data using the Statistical Analysis System. U.S. Geological Survey, Open-File Report 83-550, 102 pp.
- De Witt M. (2001) Nutrient fluxes at the river basin scale. I: the PolFlow model. *Hydrol. Process.* 15, 734-759.
- De Witt M., Bendoricchio G. (2001) Nutrient fluxes in the Po basin. *Sci. Total Environ.* 273, 147-161.
- Domburg P., Edwards A.C., Sinclair A.H., Wright G.G., Ferrier R.C. (1998) Changes in fertilizer and manurial practices during 1960-1990: implications for N and P nputs to the Ythan catchment, N.E.Scotland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 19-29.
- Doss B. (1897) Zur reform des Rigaeschen Wasserwerks. Rīga: Häcker.
- Druvietis I. (1992) Comparative studies on phytoplankton and periphyton in seven small lakes with different trophic state. *Aqua Fennica* 22(2), 143-151.
- Druvietis I., Sprinģe G., Urtāne L., Kļaviņš M. (1998) Evaluation of plankton communities in small highly humic bog lakes in Latvia. *Environ. Internat.* 24(5/6), 595-602.
- Einax, J.W., Soldt, U. (1999) Geostatistical and multivariate statistical methods for the assessment of polluted soils – merits and limitations. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 46, 79-91.
- Einax, J.W., Truckenbrodt, D., Kampe, O. (1998) River pollution data interpreted by means of chemometric methods. *Microchem. J.* 58, 315-324.
- Ekholm P., Kallio K., Salo S., Pietiläinen O.-P., Rekolainen S., Laine Y., Joukola M. (2000) Relationship between catchemnt characteristics and nutrient concentrations in an agricultural river system. *Wat. Res.* 34(15), 3709-3716.
- Esterby S., (1996) Review of methods for the detection and estimation of trends with emphasis on water quality applications. *Hydrol. Process.* 10, 127-149.
- Ferrier R.C., Anthony E.C., Hirst D., Littlewood I.G., Watts C.D., Morris R. (2001) Water quality of Scottish rivers: spatial and temporal trends. *Sci. Total Environ.* 256, 327-342.

- Forsius M., Vuorenmaa J., Mannio J., Syri S. (2003) Recovery from acidification of Finnish lakes: regional patterns and relations to emission reduction policy. *Sci. Total Environ.* 310, 121–132.
- Gilbert R.O. (1987) Statistical methods for environmental pollution monitoring. New York: Wiley. 336 pp.
- Grewingk C. (1861) Geologie von Liv- und Kurland mit Inbegriff einiger angrenzten Gebiete. Dorpat.
- Grimvall A., Stålnacke P. (1996) Statistical methods for source apportionment of riverine loads of pollutants. *Environmetrics* 7, 201–213.
- Grimvall A., Stålnacke P., Tonderski A. (2000) Time scales for nutrient losses from land to sea – a European perspective. *Ecol.Eng.* 14, 363–371.
- Guhr H., Karrasch B., Spott D. (2000) Shifts in the processes of oxygen and nutrient balances in the River Elbe since the transformation of the economic structure. *Acta hydrochim.hydrobiol.* 28, 155–161.
- Güler C., Thyne G.T., McCray J.E., Turner A.K. (2002) Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeol. J.* 10, 455–474.
- Gustafson A., Fleischer S., Joelsson A. (1998) Decreased leaching and increased retention potential co-operative measures to reduce diffuse nitrogen load on a watershed level. *Wat. Sci. Tech.* 38(10), 181–189.
- Haan C.T. (1977) Statistical Methods in Hydrology. Iowa: Iowa State University Press, Ames, 378 pp.
- HACH (1992) Hach Water Analysis Handbook, 2nd ed. Hach Company, Loveland, Colorado.
- Halsey L.A., Vitt D.H., Trew D.O. (1997) Influence of peatlands on the acidity of lakes in Northeastern Alberta, Canada. *Water, Air, Soil Pollut.* 96, 17–38.
- Helsel D.R., Hirsch R.M. (1992) Statistical methods in water resources. Amsterdam: Elsevier Science Publ. B.V.
- Henriksen A., Lien L., Traen T.S., Sevaldrud I.S., Brakke D.F. (1988) Lake acidification in Norway – present and predicted chemical status. *Ambio* 17, 259–266.
- Hirsch R.M., Slack J.R. (1984) A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Wat. Resour. Res.* 20(6), 727–732.
- Hirsch R.M., Slack J.R., Smith R.A. (1982) Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Wat. Resour. Res.* 18(1), 107–121.

- Hounslow A.W. (1995) Water quality data: analysis and interpretation. Boca Raton: Lewis Publ.
- Hutchins M.G., Smith B., Rawlins B.G., Lister T.R. (1999) Temporal and spatial variability of stream waters in Wales, the Welsh borders and part of the West Midlands, UK – 1. Major ion concentrations. *Wat.Res.* 33(16), 3479–3491.
- Iital A., Stålnacke P., Deelstra J., Loigu E., Pihlak M. (2005) Effects on large-scale changes in emissions on nutrient concentrations in Estonian rivers in the Lake Peipsi drainage basin. *J. Hydrol.* 304, 261–273.
- Ikauniece A., Ceitlina M. (1998) Long-term dynamics of zooplankton in environmental risk zones of the Gulf of Riga. *Proc. Latv. Acad. Sci., Ser. B.* 52, 62–67.
- Imhoff K.R. (1989) Balance and elimination strategies for heavy metals, phosphorus, ammonia and AOX in the Ruhr catchment. IAWPRC conference proceedings, Rovaniemi, Finland, 285–293.
- Interlandi S.J., Crockett C.S. (2003) Recent water quality trends in the Schuylkill River, Pennsylvania, USA: a preliminary assessment of the relative influences of climate, river discharge and suburban development. *Wat. Res.* 37, 1737–1748.
- Jansons V., Busmanis P., Dzalbe I., Kirsteina D. (2003) Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds. *Eur.J.Agron.* 20(1/2), 173–179.
- Jansons V., Loigu E., Butina M., Vagstad N., Deelstra J., Njos A. (1998) Nitrogen and phosphorus run-off from agricultural areas in Estonia and Latvia. Abstracts, The Gulf of Riga Project Symposium in Jūrmala, Latvia. 26 pp.
- Jansons V., Vagstad N., Sudars R., Deelstra J., Dzalbe I., Kirsteina D. (2002) Nutrient Losses from Point and Diffuse Agricultural Sources in Latvia. *Landbauforschung Volkenrode* 1(52), 9–17.
- Jöreskog K.G., Sörbom D. (1979) Advances in factor analysis and structural equation models. Cambridge, Mass.:ABT Books.
- Kalähne, R., Amin, M., Sobottka, J., Sauerbrey, R. (2000) Methods of multivariate data analysis applied to the investigation of fen soils. *Anal. Chim. Acta* 420, 205–216.
- Kendall M.G. (1938) A new measure of rank correlation. *Biometrika* 30, 81–93.
- Klavins M. (1998c) Humic substances in surface waters of Latvia. *Critical Reviews in Analytical Chemistry* 28(2), 107–112.

- Klavins M., Briede A., Klavina I., Rodinov V. (1995) Metals in sediments of lakes in Latvia. *Environ. Internat.* 21(4), 451–458.
- Klavins M., Briede A., Parele E., Rodionov V., Klavina I. (1998b) Metal accumulation in sediments and benthic invertebrates in lakes of Latvia. *Chemosphere* 36(15), 3043–3053.
- Klavins M., Briede A., Rodionov V., Kokorite I., Parele E., Klavina I. (2000) Heavy metals in rivers of Latvia. *Sci. Total Environ.* 262, 175–183.
- Klavins M., Rodinovs V., Vereskuns G. (1998a) Metals and organochlorine compounds in fish from Latvian lakes. *Bull. Envi. Contam. Toxicol.* 60(4), 538–546.
- Kļaviņš M., Cimdiņš P. (1995) Economy and environment in societies in transition: case study in Latvia. Rīga: LU.
- Kļaviņš M., Cimdiņš P. (2004) Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība. Rīga: LU, 208 lpp.
- Kļaviņš M., Rodinovs V., Kokorīte I. (2002) Chemistry of Surface Waters in Latvia. Rīga: LU, 286 pp.
- Kļaviņš M., Sprinģe G., Rodinov V., Druvietis I., Parele E., Briede A. (2000b) Water quality changes in Latvia in relation to changing loading levels. *Vatten* 56, 39–47.
- Kuļikova I., Seisuma Z. (1998) Concentrations of heavy metals in fish from the Baltic Sea and lakes of Latvia. *Proc. Latv. Acad. Sci., ser. B* 52(1), 81–85.
- Lau S.S.S., Lane S.N. (2002) Biological and chemical factors influencing shallow lake eutrophication: a long-term study. *Sci. Total Environ.* 288, 167–181.
- Laznik M., Stålnacke P., Grimvall A., Wittgren H.B. (1999) Riverine input of nutrients to the Gulf of Riga – temporal and spatial variation. *J. Mar. Syst.* 23, 11–25.
- Leinerte M. (1985) Ezeru attīstība cilvēku darbības rezultātā. Rīga: Zinātne.
- Libiseller C., Grimvall A. (2002) Performance of partial Mann–Kendall tests for trend detection in presence of covariates. *Environmetrics* 13, 71–84.
- Lidén R., Vasilyev, A., Stålnacke P., Loigu E., Wittgren H.B. (1999) Nitrogen source apportionment – a comparison between a dynamic and a statistical model. *Ecol. Modell.* 114, 235–250.
- Liepa I. (1974) Biometrija. Rīga, Zvaigzne. 336 lpp.
- LR Centrālā statistikas pārvalde. Datu bāze "Lauksaimniecības skaitīšanas rezultāti. Aramzemes izmantošana". Pēdējie papildinājumi 2003. g. Interneta adrese: <http://data.csb.lv/pxweb2004/Database/laukskait/II%20%20ARAMZEMES%20IZMANTO%20ANA/II%20%20ARAMZEMES%20IZMANTO%20ANA.asp>. (Skatīts 17.02.2006.).

- Ludwig F. (1908) Die Küstenseen des Rigaer Meerbussens. Riga: Druck von Häcker.
- Mander Ü., Kull A., Kuusemets V., Tamm T. (2000) Nutrient runoff dynamics in a rural watershed: influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecol. Eng.* 14(4), 405–417.
- Mann H.B. (1945) Non-parametric tests against trend. *Econometrica* 13, 245–259.
- Maurice P.A., Cabaniss S.E., Drummond J., Ito E. (2002) Hydrogeochemical controls on the variations in chemical characteristics of natural organic matter at a small freshwater wetland. *Chem. Geol.* 187, 59–77.
- Maxe L. (2001) Sources of major chemical constituents in surface water and groundwater of Southern Sweden. *Nordic Hydrol.* 32(2), 115–134.
- McCartney A.G., Harriman R., Watt A.W., Moore D.W., Taylor E.M., Collen P., Keay E.J. (2003) Long-term trends in pH, aluminium and dissolved organic carbon in Scottish fresh waters; implications for brown trout (*Salmo trutta*) survival. *Sci. Total Environ.* 310, 133–141.
- McDowell R.W., Sharpley A.N., Folmar G. (2003) Modification of phosphorus export from an eastern USA catchment by fluvial sediment and phosphorus inputs. *Agr. Ecosyst. Environ.* 99, 187–199.
- Mühlen M. von zur (1905) Beschreibung der von mir im Sommer 1904 untersuchten Gewässer. *Baltische Wochenschrift, Jg.* 63, 44–48.
- Mühlen M. von zur (1913) Die Teichenwirtschaft Kurlands. Jahrbuch für Fischzucht VI, Dorpat.
- Nomals P. (1931) Purvu ezeru ūdeņi Latvijas austrumdaļā. *LU Raksti, Lauksaimn. fak.* 1(16), 409–500.
- Nomals P. (1932) Daži purvu ezeru ūdeņi Latvijas piejūras apgabalos. *LU Raksti, Lauksaimn. fak.* 2(5), 161–196.
- Nomals P. (1935) Daži purvu ezeru ūdeņi Rīgas un Jelgavas iedobumā un Kurzemes ziemeļaustrumu daļā. *LU Raksti, Lauksaimn. fak.* 2(16), 487–552.
- Olsen M., Lundsgaard C., Andrushaitis A. (1999) Influence of nutrients and mixing on the primary production and community respiration in the Gulf of Riga. *J. Mar. Syst.* 23(1–3), 127–143.
- Pera F., Ramane H. (1959) Hidroķīmiski pētījumi saskarā ar Latvijas PSR ezeru tipoloģiju. *LPSR Zinātņu Akadēmijas Vēstis* 6(143), 131–142.

- Pieterse N.M., Bleuten W., Jørgensen S.E. (2003) Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *J. Hydrol.* 271, 213–225.
- Piper A.M. (1944) A graphical procedure in the geochemical interpretation of water-analysis. *Am. Geophys. Union. Trans.* 25, 914–923.
- Pričarda E. (1998) Kvalitātes vadība un kvalitātes kontrole vides paraugu analīzē. Rokasgrāmata. Interneta adrese: <http://www.swift-wfd.com/Local/swift/dir/doc/QUACHA-LV%20translation.pdf>. (Skatīts 01.07.2005.).
- Räike A., Pietiläinen O.-P., Rekolainen S., Kauppila H., Pitkänen H., Niemi J., Raateland A., Vuorenmaa J. (2003) Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll *a* concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975–2000. *Sci. Total Environ.* 310, 47–59.
- Rantakari M., Kortelainen P., Vuorenmaa J., Mannio J., Forsius M. (2004) Finnish lake survey: the role of catchment attributes in determining nitrogen, phosphorus, and organic carbon concentrations. *Water, Air, Soil Pollut.: Focus* 4, 683–699.
- Reimann C., Filzmoser P. (2000) Normal and lognormal data distribution in geochemistry: death of a myth. Consequences for the statistical treatment of geochemical and environmental data. *Environ. Geol.* 39, 1001–1014.
- Reimann C., Filzmoser P., Garrett R.G. (2002) Factor analysis applied to regional geochemical data: problems and possibilities. *Appl. Geochem.* 17, 185–206.
- Reimann C., Niskavaara H., Kashulina G., Filzmoser P., Boyd R., Volden T., Tomilina O., Bogatyrev I. (2001) Critical remarks on use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberii*) for monitoring of airborne pollution. *Environ. Pollut.* 113, 41–57.
- Reisenhofer E., Picciotto A., Dongfang L. (1995) A factor analysis approach to the study of the eutrophication of a shallow, temperate lake (San Daniele, North Eastern Italy). *Anal. Chim. Acta* 306, 99–106.
- Rekolainen S., Mitikka S., Vuorenmaa J., Johansson M. (2005) Rapid decline of dissolved nitrogen in Finnish lakes. *J. Hydrol.* 304, 94–102.
- Rodinovs V. (1987) Rietumlatvijas Piejūras zemienes mazo upju un ezeru hidroķīmiskais fons. *Mežsaimniecība un mežrūpniecība (referātu krājums)* 3, 21–23.
- Saule-Sleinis I. (1937) Latvijas upes. *Latvijas Zemes. Daba. Tauta.*, I, 192–296.
- Schoeller H. (1955) Geochemie des eaux souterraines. *Rev. Inst. Fr. Petrol.* 10, 230–244.

- Seisuma Z., Kuļikova I. (1999) Heavy metals in the sediments of the Gulf of Riga both in the shallow coastal zone and the river mouths. *Baltica* 12, 108–114.
- Senņikovs J., Bethers, U. (1995) Modelling of the vertical temperature and salinity structure of the Gulf of Rīga. *Latv. J.of Phys. and Techn. Sci.* 1. 19–41.
- Senņikovs J., Bethers, U.(2000) Shallow water calculation of circulation for Gulf of Rīga. Finnish marine Research Series.
- Shapiro S.S., Wilk M.B. (1965) An analysis of variance test for normality. *Biometrika* 52, 591–611.
- Simeonov V., Einax J.W., Stanimirova I., Kraft J. (2002) Environmetric modeling and interpretation of river water monitoring data. *Anal. Bioanal. Chem.* 374(5), 898–905.
- Simeonov V., Stefanov S., Tsakovski S. (2000) Environmetrical treatment of water quality survey data from Yantra River, Bulgaria. *Mikrochim. Acta* 134, 15–21.
- Simeonov V., Stratis J.A., Samara C., Zachariadis G., Voutsas D., Anthemidis A., Sofoniou M. Kouimtzis Th. (2003) Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Wat. Res.* 37, 4119–4124.
- Skuja H. (1931) Die Algenflora der Insel Moritzholm im Usmaitensee (Usmas ezers). *Arb.Naturf.–Ver.Riga, N.F.* 19, 1–20.
- Skuja H. (1934) Ūdens bioloģiskā pašattīršanās. *Daba un Zinātne.* 5. sēj. 137–143.
- Skuja H. (1976) Vorarbeiten zu einer Algenflora von Lettland. *Bibliotheca phycologica* 26. 302. pp.
- Slaucītājs L. (1935) Morfometriski elementi dažiem Latvijas ezeriem. *Folia geogr.* V, 28–36.
- Slaucītājs L. (1937) Latvijas ezeri. *Latvijas Zemes. Daba. Tauta.*, I, 159–191.
- Slaucītājs L. (1938) Dažu dziļo gultņu ezeru morfometriskie elementi. *Folia geogr.* VI, 45–71.
- Smirnov N.V, (1948) Table for estimating the goodness of fit of empirical distributions. *Annal Math. Stat.* 19, 279–281.
- Sprinģe G. (1995). Bacterial dynamics in the lower reaches of the Daugava River. *Proc.Latv.Acad.Sci., ser. B.* (51)3/4, 108–112.
- Sprinģe G., Briede A., Druvietis I., Parele E., Rodinovs V., Urtāne L. (1999) Investigations of biodiversity in freshwater ecosystems of Latvia. In: Hydrobiological research in the Baltic States. Part I. Rivers and lakes. UNESCO National Commissions of Estonia, Latvia and Lithuania, 184–324.

- Springe G., Druvietis I., Parele E. (2000) The plankton and benthos communities of the lagoon lake Engures, Latvia. *Proc. Latv. Acad. Sci., ser. B.* 54(5/6), 164–169.
- Spuris Z. (1964) Die lettländische limnologische Literatur 1949–1962. *Limnologica* 2(1), 123–137.
- Stålnacke P. (1996) Nutrient loads to the Baltic Sea. PhD. Thesis. Linköping: Linköping University.
- Stakle P. (1930) Das hidrologische Regime der Düna (Daugava). 3. Conf. Hydrologique des Etats Baltiques. Warszawa. S. 119.
- Stakle P. (1933a) Die Eißverhältnisse der Lettländischen Flüsse, insbesondere der Daugava (Düna). 4. Hydrol. Konf. der Balt. Staaten, Leningrad: Verl. des Hydrol. Staats–Inst. u. Verb. der wissench. techn. Staatstverl. des Volkskom. für schwere Industrie der U.D. SSSR S. 21.
- Stakle P. (1933b) Ūdens līmeņu, jūras straumju un sanešu kustības novērojumi Latvijas piekrastē 1929. – 1933. *Daba un Zinātne.* 6. sēj.
- Stakle P. (1936) Die Eißverhältnisse der Ostsee und ihre Erforschung. 5. Hydrol. Konf. der Balt. Staaten, Finland. S. 106.
- 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. *J. Hydrol.* 283, 184–205.
- Stålnacke P., Vagstad N., Tamminen T., Wassmann P., Jansons V., Loigu E. (1999) Nutrient runoff and transfer from land and rivers to the Gulf of Riga. *Hydrobiologia* 410, 103–110.
- Svendsen L.M., Kronvang B., Kristensen P., Græsbøl P. (1995) Dynamics of phosphorus compounds in a lowland river system: importance of retention and non–point sources. *Hydrol. Proc.* 9, 119–142.
- Thornton G.J.P., Dise N.B. (1998) The influence of catchment characteristics, agricultural activities and atmospheric deposition on the chemistry of small streams in the English Lake District. *Sci. Total Environ.* 216, 63–75.
- Thornton J.A., Rast W., Holland M.M., Jolankai G., Ryding S.O. (1999) Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystems. A Practical approach. *Man and the biosphere series* 23.
- Tipping E., Woof C., Rigg E. (1999) Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment. *Environ. Internat.* 25, 83–95.

- Tonderski A. (1997) Control of nutrient fluxes in the large river basins. PhD thesis. Linköping Studies in Arts and Science No.157, Motala Sweden 50 pp.
- Tsirkunov V.V., Nikanorov A.N., Laznik M.M., Dongwey Z. (1992) Analysis of long-term and seasonal river water quality changes in Latvia. *Wat. Res.* 26(9), 1203–1216.
- Ulén B., Jakobsson C. (2005) Critical evaluation of measures to mitigate phosphorus losses from agricultural land to surface waters in Sweden. *Sci. Total Environ.* 344, 37–50.
- Vagstad N., Jansons V., Loigu E., Deelstra J. (2000) Nutrient losses from agricultural areas in the Gulf of Riga drainage basin. *Ecol. Eng.* 14, 435–441.
- Valsts statistikas pārskats Nr.2 – Ūdens (2001–2004). Latvijas Vides aģentūra.
- 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. *Hydrol. Process.* 14, 2439–2455.
- Vassiljev A., Stålnacke P. 2003. Statistical modelling of riverine nutrient sources in the Lake Peipsi drainage basin. Diffuse pollution conference proceedings, Dublin, 41–46.
- Vega M., Pardo R., Barrado E., Deban L. (1998) Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Wat. Res.* 32(12), 3581–3592.
- Vervier P., Pinheiro A., Fabre A., Pinay G., Fustec E. (1999) Spatial changes in the modalities of N and P inputs in a rural river network. *Wat. Res.* 33(1), 95–104.
- Virszemes ūdeņu hidroķīmisko un hidrobioloģisko mērījumu rezultāti par 1977.–2000. g. (1977–2000) LR VARAM Latvijas Hidrometeoroloģijas aģentūra.
- Vītiņš J. (1941) Ķemeru sēravotu aizsargājamais apvidus. Zemes bagātību pētīšanas institūta raksti, Rīga.
- Vītiņš J. (1947) Hidroģeoloģiskie apstākļi Latvijas PSR. *LPSR Zinātņu akadēmijas Ģeoloģijas un ģeogrāfijas institūta Raksti.* I, 150–188.
- Vītiņš J., Cukermanis K. (1940) Virsūdeņi un gruntsūdeņi Baldones apkārtnē. Zemes bagātību pētīšanas institūta raksti, Rīga.
- Wilcoxon F. (1945) Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics* 1, 80–83.
- Wunderlin D.A., Diaz M.P., Ame M.V., Pesce S.F., Hued A.C., Bistoni M.A. (2001) Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in

- water quality. A case study: Suquia River basin (Cordoba – Argentina). *Wat. Res.* 35(12), 2881–2894.
- Yurkovskis A. (1992) Regression models of phosphorus concentration in the Baltic Sea. *Beiträge für Meereskunde*, Berlin, 63, 117–129.
- Yurkovskis A. (1998) Course and environmental consequences of eutrophication in the Gulf of Riga. *Proc. Latv. Acad. Sci., ser. B.* 52, Suppl., 56–61.
- Yurkovskis A., Kostrichkina E. (1985) Accumulation of nutrients in the Baltic Sea and its biological consequences. *Proceedings of Symposium on Ecological Investigations of the Baltic Sea Environment*; Helsinki, 482–502.
- Yurkovskis A., Kostrichkina E., Ikauniece A. (1999) Seasonal succession and growth in the communities of the Gulf of Riga in relation to long-term nutrient dynamics. *Hydrobiologia* 393, 83–94.
- Yurkovskis A., Wulff F., Rahm L., Andruzaitis A., Rogriguez–Medina M. (1993) A nutrient budget of the Gulf of Riga; Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 37, 113–127.
- Zariņš E., Ozoliņš J. (1936) Pētījumi par broma un silīcija daudzumiem Rīgas jūras līcī un Baltijas jūrā. *LU Raksti, Ķīmijas fak.* 3(8), 321–328.
- Zariņš E., Ozoliņš J. (1941) Materiāli par skābekļa daudzumiem Rīgas jūras līcī un Baltijas jūrā. *LU Raksti, Ķīmijas fak.* 5(13), 265–281.
- Zhang J., Yan J., Zhang Z.F. (1995) Nationwide river chemistry trends in China: Huanghe and Changjiang. *Ambio* 24(5), 275–279.
- Krams M., Zīverts A. (1993) Experiments of conceptual mathematical groundwater dynamics and runoff modeling in Latvia. *Nordic Hydrology* 24, 243–262.
- Zīverts A., Jauja I. (1999) Mathematical model of hydrological processes METQ98 and its applications. *Nordic Hydrology* 30(2), 109–128.
- Haag D., Kaupenjohann M. (2001) Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe – a critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agric. Ecosys. Environ.* 86, 1–21.
- Lidèn R., Vasilyev A., Loigu E., Stålnacke P., Wittgren H.B. (1998) Nitrogen source apportionment using a physically and statistically based model. *Ecol. Model.* 114, 235–250.
- Schneider P., Neitzel P.L., Schaffrath M., Schlumprecht H. (2003) Physico-chemical assessment of the reference status in German surface waters: a contribution of the EC Water Framework Directive 2000/60/EG in Germany. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 31(1), 49–63.

- Fölster J., Goransson E., Johansson K., Wilander A. (2005) Synchronous variation in water chemistry for 80 lakes in southern Sweden. *Environ. Monit. Assess.* 102, 389–403.
- Sileika A.S., Gaigalis K., Kutra G., Smitiene A. (2005) Factors affecting N and P losses from small catchments (Lithuania). *Environ. Monit. Assess.* 102, 359 – 374
- Hussian M., Grimvall A., Petersen W. (2004) Estimation of the human impact on nutrient loads carried by the Elbe River. *Environ. Monit. Assess.* 96, 15–33.
- McMahon P.B., Böhlke J.K. (1996) Denitrification and mixing in a stream–aquifer system: effects of nitrate loading to surface water. *J.Hydrol.* 186, 105–128.
- Olah J., Olah M. (1996) Improving landscape nitrogen metabolism in the Hungarian lowlands. *Ambio* 25, 331–335.
- Pekarova P., Pekar J. (1996) The impact of land use on stream water quality in Slovakia. *J.Hydrol.* 180, 333–350.
- Prochazkova L., Blažka P., Kopacek J. (1996) Impact of diffuse pollution on water quality of the Vltava River (Slapy Reservoir), Czech Republic. *Water, Sci. Technol.* 33, 145–152.
- Rekolainen S. (1989) Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 199, 95–107.
- Stålnacke P., Vandsemb S.M., Vassiljev A., Grimvall A., Jolankai G. (2004) Changes in nutrient levels in some Eastern European rivers in response to large–scale changes in agriculture. *Water, Sci. Technol.* 49, 30–36.
- Jansons V., Vagstad N., Sudars R., Deelstra J., Dzalbe I., Kirsteina D. (2002) Nutrient Losses from Point and Diffuse Agricultural Sources in Latvia. *Landbauforschung Volkenrode.* 1(52), 9–17.
- Jansons V. (2005) Lauksaimniecības noteču monitorings. LLU tēma Nr.13/04 L–105.
- Zīverts A. (1995) Ievads hidroloģijā. LLU, Jelgava.
- Lipfert G., Reeve A.S., Sidle W.C., Marvinney R. (2006) Geochemical patterns of arsenic–enriched ground water in fractured, crystalline bedrock, Northport, Maine, USA. *Applied Geochemistry.* 21(3), 528–545.
- Bilaletdin Ā., Frisk T., Kaipainen H., Paananen A., Perttula H., Kļaviņš M., Apsīte E., Zīverts A. (2004) Water Protection Project of Lake Burtnieks. The Finnish Environment. Report No.670. Pirkanmaa Regional Environmental Centre, Tampere.
- Kowalkowski T., Zbytniewski R., Szpejna J., Buszewski B. (2006) Application of chemometrics in river water classification. *Water Res.* 40, 744–752.

Shrestha S., Kazama F. (2006) Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environ.Modell.Softw.* (in press).

Bengraïne K., Marhaba T.F. (2003) Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality. *J.Hazard.Mater.* B100, 179–195.

Petersen W., Bertino L., Callies U., Zorita E. (2001) Process identification by principal component analysis of river water–quality data. *Ecol.Model.* 138, 193–213.

Dahle S., Savinov V.M., Matishov G.G., Evenset A., Næs K. (2003). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in bottom sediments of the Kara Sea shelf, Gulf of Ob and Yenisei Bay. *Sci.Total Environ.* 306, 57–71.

DelValls T.A., Forja M.J., González–Mazo E., Gómez–Parra A., Blasco J. (1998) Determining contamination sources in marine sediments using multivariate analysis. *Trends in Analytical Chemistry.* 17(4), 181–192.

Virszemes ūdeņu kvalitātes monitoringa rokasgrāmata (2002) Latvijas Vides aģentūra, 79 lpp.

Upju baseinu apgabalu raksturojums. Antropogēno slodžu uz pazemes un virszemes ūdeņiem vērtējums. Ekonomiskā analīze (2005). Interneta adrese: http://www.lva.gov.lv/zinojumi/wfd2005_lv. (Skatīts 22.11.2006.).

Apsīte E., Indriksons A. (2006) Quantification of nutrients from diffuse and point sources among the river basins and districts in Latvia. The XXIV Nordic Hydrological Conference „Nordic Water 2006”, 6–9 August, Vingsted Centret, Denmark, 323–332.

Ahlgren I., Sörensson F., Waara T., Verde K. (1994) Nitrogen budgets in relation to microbial transformation in lakes. *Ambio* 23, 367–377.

Алекин О.А. (1970) Основы гидрохимии. Гидрометеиздат, Ленинград, 413 с.

Ауниньш Э.А. (1961) Гидрохимическая характеристика бассейна р. Салаца // Рыбн. хозяйство внутренних водоёмов Латв.ССР – Рига, т.6, с. 379–414.

Ауниньш Э.А. (1967) Расчёт ионно–солевого стока и агрессивности воды р. Даугавы // Гидробиология и ихтиология внутренних водоёмов Прибалтики – Рига, Зинатне, вып. 7, с. 31–46.

Ауниньш Э.А. (1969) Гидрохимический режим поверхностных вод // Ресурсы поверхностных вод СССР, Т. 4, вып. 2, Латвия– Ленинград, Гидрометеиздат, с. 243–249.

- Биоценотическая структура малых рек. Бассейн реки Салаца (1989). Зинатне, Рига, 211 с.
- Вадзис Д.Р., Калниня З.К., Лейнерте М.П., Слока Я.Я. (1972) Радиоэкологические исследования накопления стронция-90 в озерах различной трофности // Радиоэкология водных организмов, Зинатне, Рига, № 1, 123 с.
- Вадзис Д.Р., Лейнерте М.П., Сейсума З.К., Слока Я.Я. (1979) Стронций и кальций в природных пресноводных экосистемах. Зинатне, Рига, 196 с.
- Вилигур К.С., Муравский В.И. (1978) О содержании микроэлементов в водах рек Латвийской ССР // Гидрохимические материалы, т. 71, с. 21–25.
- Вилигур К.С., Лазник М.М. (1989) Вынос микроэлементов в растворённой форме реками Латвийской ССР в Рижский залив и Балтийское море // Гидрохимические материалы, т. 95, с. 55–66.
- Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия (1981). Зинатне, Рига, 166 с.
- Глазачева Л.И. (1967) Типы рек Латвийской ССР по термическому режиму // Изв. АН ЛССР, № 1(234), с. 53–63.
- Глазачева Л.И. (1980) Гидрологическое районирование. Методическая разработка. Изд-во ЛГУ, Рига, 44 с.
- Глазачева Л.И., Лазник М.М. (1989a) Временные аспекты в изменениях режима и экологического состояния оз. Буртниеку из-за антропогенных воздействий // Изв. АН ЛССР, № 4(501), с. 112–120.
- Глазачева Л.И., Лазник М.М. (1989b) Экологические аспекты изменения водного режима Даугавы после сооружения каскада ГЭС // Изв. АН ЛССР, № 4(501), с. 102–112.
- Лазник М.М. (1985a) Вынос органических веществ в Рижский залив // Сб. работ РГМО, вып. 20, с. 54–56.
- Лазник М.М. (1985b) Цветность поверхностных вод Латвии // Сб. работ РГМО, вып. 20, с. 66–68.
- Лазник М.М. (1986) Биохимические и легкоокисляемые органические вещества в поверхностных водах Латвии // Гидрохимические материалы, т. 13, с. 62–71.
- Лазник М.М. (1987a) Взвешенные органические вещества в поверхностных водах Латвии // Сб. работ ГМЦ ЛатвУГКС, вып. 1(21), с. 166–169.
- Лазник М.М. (1987b) Белки в поверхностных водах Латвии // Сб. работ ГМЦ ЛатвУГКС, вып. 1(21), с. 161–165.

- Лазник М.М. (1987с) Гуминовые и фульвокислоты в поверхностных водах Латвии // Гидрохимические материалы, т. 98, с. 12–19.
- Лазник М.М. (1991) Многолетние колебания выноса химических веществ реками Латвии // Водные ресурсы, № 5, с. 70–79.
- Лазник М.М., Тарапата Е.И. (1987а) Вынос хлоридов реками Латвии в Рижский залив и Балтийское море // Сб. работ ГМЦ ЛатвССР, вып 1(21), с.170–177.
- Лазник М.М., Тарапата Е.И. (1987b) Поступление основных ионов и органических веществ с реками Латвии в Рижский залив и Балтийское море в современный период // Химия и биология морей, Сб. статей ГОИН, с. 43–48.
- Лазник М.М., Вилигур К.С., Тарапата Е.И. (1987) О загрязнении рек Латвии щелочными металлами и хлоридами // Гидрохимические материалы, т.14, с. 64–68.
- Лазник М.М., Захарченко Е.Н., Люлько И. Л. (1988) Вынос минеральных и органических веществ реками – режимобразующий фактор гидрохимического режима Рижского залива // Сб. Режимобразующие факторы, гидрометеорологические и гидрохимические процессы в морях СССР, Гидрометеоиздат, Ленинград, с. 94–103.
- Лазник М.М., Тарапата Е.И. (1989а) Вынос сульфатов реками Латвии в Рижский залив и Балтийское море // Гидрохимические материалы, т. 95, с. 15–21.
- Лазник М.М., Тарапата Е.И. (1989b) Хлориды в речных водах Латвии // Гидрохимические материалы, т. 95, с. 22–30.
- Лазник М.М., Циркунов В.В. (1990) Изменения режима биогенных веществ и их выноса реками Латвийской ССР // Гидрохимические материалы, т. 108, с. 45–64.
- Лазник М.М., Юрпик Т.Е. (1990) Фтор в поверхностных водах Латвии // Изв. АН ЛССР, № 11, с. 95–101.
- Матисоне М.Н., Межуле И.Г. (1959) Гидрохимический режим нижнего течения р. Даугавы на участке от Кокнесе до Саласпилса // Рыбн. хозяйство внутренних водоёмов Латв. ССР, Изд–во АН ЛССР, Рига, т.3, с. 225–245.
- Матисоне М.Н. (1961) Биогенный сток р. Даугавы // Рыбн. хозяйство внутренних водоёмов Латвийской ССР, Изд–во АН ЛССР, Рига, т. 6, с. 365–378.
- Матисоне М.Н. (1963) Биогенный сток р. Даугавы при различных условиях её водного режима // Гидрохимия и ихтиология внутренних водоёмов Прибалтики – Рига, т. 7, с. 47–54.

- Калниня З.К., Осипенко С.А. (1969) Коэффициенты накопления стронция и стронция-90 в озерных растениях и планктоне. Радиобиология, 9,1, с.111–112.
- Калниня З.К. (1970) Некоторые радиоэкологические процессы накопления стронция-90 планктоном, макрофитами и грунтами в озерах различной трофности. Автореферат диссертации. Рига – Днепропетровск, 26 с.
- Кумсаре А.Я. (1967) Гидробиология реки Даугавы. Зинатне, Рига, 188 с.
- Пэр Ф.Л. (1960) Термические и гидрохимические исследования озера Резнас в связи с акклиматизацией в нём сиговых рыб // Рыбн. хозяйство внутренних водоёмов Латвийской ССР. Рига, Изд-во АН ЛССР, вып. 5, с. 85–102.
- Пэр Ф.Л. (1962) Гидрохимические исследования озёр Латвийской ССР в связи с их типологией // Изд-во АН Латв.ССР, № 8, с. 87–98.
- Пэр Ф.Л. (1963) Гидрохимическая характеристика озёр Латвийской ССР // Рыбн. хозяйство внутренних водоёмов Латвийской ССР. Рига. Изд-во АН ЛССР, № 7, с. 19–23.
- Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши 1976–1990 (1977–1991). Латвийское республиканское управление по гидрометеорологии. Рига.
- Пареле Э., Астапёнок А. (1975) Тубифициды (Oligochaeta: Tubificidae) индикаторы качества водоёма // Изв. АН ЛССР, № 6, с. 44–46.
- Пареле Э. (1975) Малощетинковые черви устьевых районов рек Даугава и Лиелупе, их значение в санитарно-биологической оценке. Автореферат диссертации. Тарту, с. 36.
- Шкиннис Ц.Н. (1974) Проблемы гидрологии дренажа. Ленинград: Гидрометеиздат, с. 347.
- Трансформация органического и биогенных веществ при антропогенном эвтрофировании озера (ред. Дабкова В.Г., Стравинская Е.А). (1989) Ленинград: Наука, с. 268.
- Пасторс А.А. (1966) Особенности колебания годового стока рек Прибалтики // Сб. работ РГМО.– Рига: УГМС Латв.ССР, № 9, с. 7–16.
- Пасторс А.А. (1967) Водный и тепловой баланс Рижского залива // Морские заливы как приемники сточных вод.– Рига: Зинатне, с. 8–33.
- Пасторс А.А. (1987) Вековые ледовые изменения и районирования Рижского залива по ледовитости // Сб. работ ГМЦ ЛатвУГКС.– Ленинград: № 1(21)б с. 217–229.

Пробокс Я.С. (1984) Геоморфологические особенности формирования берегов водохранилищ Даугавского каскада. Автореф. дис. на соиск. учен. степ. кандид. геогр. наук. – Минск: БГУ, с. 31.

Пробокс Я.С. (1987) Антропогенное влияние на гидрологический режим устья р. Даугавы // Закономерности проявления эрозийных и русловых процессов в различных природных условиях. – Москва: Изд-во МГУ, с. 450–452.

Унифицированные методы исследования качества вод. Часть I. Методы химического анализа вод. (1974) Москва: СЭВб с.784.

Евтрофирование малых озер Латвии (1987) Рига: Зинатне, с. 250.

Зенин А.А., Белоусова Н.В. (1988) Классификация водных объектов // Гидрохимический словарь. Ленинград: Гидрометеиздат, с. 97-102.