VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Andrius LITVINAITIS

PAKRANČIŲ NUOGULŲ ĮTAKOS UPIŲ VANDENS KOKYBEI ĮVERTINIMAS

DAKTARO DISERTACIJA

TECHNOLOGIJOS MOKSLAI,
APLINKOS INŽINERIJA (04T)

LEIDYKLA
Vilnius TECHNIKA 2013

Disertacija rengta 2009–2013 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete.

Mokslinis vadovas

prof. dr. Valentinas ŠAULYS (Vilniaus Gedimino technikos universitetas,
technologijos mokslai, aplinkos inžinerija – 04T).

VG TU leidyklos TECHNIKA 2117-M mokslo literatūros knyga
<http://leidykla.vgtu.lt>

ISBN 978-609-457-471-9

© VG TU leidykla TECHNIKA, 2013

© Andrius Litvinaitis, 2013

andrius.litvinaitis@vgtu.lt

VILNIUS GEDIMINAS TECHNICAL UNIVERSITY

Andrius LITVINAITIS

THE EVALUATION OF THE INFLUENCE OF COASTAL SEDIMENTS ON RIVER WATER QUALITY

DOCTORAL DISSERTATION

TECHNOLOGICAL SCIENCES,
ENVIRONMENTAL ENGINEERING (04T)

LEIDYKLA

Vilnius TECHNIKA 2013

Doctoral dissertation was prepared at Vilnius Gediminas Technical University in 2009–2013.

Scientific Supervisor

Prof Dr Valentinas ŠAULYS (Vilnius Gediminas Technical University, Technological Sciences, Environmental Engineering – 04T).

Reziumė

Disertacijoje nagrinėjamos biogeninių medžiagų migracijos Lietuvos upių pakrančių nuogulose ypatybės ir jų įtaka upių vandens kokybei. Tyrimų objektu pasirinkti šeši skirtingose Lietuvos hidrologinėse srityse esantys tipingų nuogulų upių baseinai. Toks objektų pasirinkimas leidžia darbo rezultatus taikyti bet kuriame Lietuvos upės baseine. Disertacijos tikslas – atsižvelgiant į klimatinės bei upės baseino geomorfologines sąlygas nustatyti biogeninių medžiagų migracijos ypatybes nuogulose, gruntiniuose ir paviršiaus vandenyse, siekiant įvertinti biogeninių medžiagų koncentracijų kaitą upių pakrančių skirtingų nuogulų aeracinėse zonose ir jos įtaką upių vandens kokybei. Darbe analitiniais, natūriniais ir eksperimentiniais tyrimais, matematinio modeliavimu įvertinami biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos dėsningumai upių baseinuose ir pakrantėse.

Disertaciją sudaro įvadas, trys skyriai, bendrosios išvados, naudotos literatūros ir autoriaus publikacijų disertacijos tema sąrašai.

Įvadiniam skyriuje suformuluota tiriamoji problema, darbo aktualumas, tyrimų objektas, formuluojamas darbo tikslas bei uždaviniai, darbo mokslinis naujumas, darbo rezultatų aprobavimas, ginamieji teiginiai. Įvade pateiktos autoriaus disertacijos tema paskelbtos publikacijos ir pranešimai konferencijose bei disertacijos struktūra.

Pirmame skyriuje pateikta mokslinės literatūros biogeninių medžiagų migracijos gamtoje, upės baseino teritorinės struktūros įtakos tyrimų, Lietuvos upių vandens kokybės tyrimų, modeliavimo programų tematika, apžvalga.

Antrame skyriuje pateiktos tyrimo objekto charakteristikos, pateiktos analitinių, natūrinių ir eksperimentinių tyrimų, matematinio modeliavimo metodikos.

Trečiame skyriuje pateikiami upių hidrologinių ir hidrocheminių parametrų kaitos, jų priklausomybės nuo baseinų geomorfologinių sąlygų bei nuogulų analitinių tyrimų rezultatai. Pateikiami biogeninių medžiagų migracijos nuogulų aeracijos zonoje ir gruntinio vandens paviršiaus natūrinių ir eksperimentinių tyrimų, matematinio modeliavimo rezultatai.

Disertacijos tema paskelbta 11 straipsnių: 4 straipsniai recenzuojamuose mokslo žurnaluose ir 7 straipsniai kituose leidiniuose. Disertacijos tema skaityti 9 pranešimai Lietuvos ir užsienio konferencijose. Disertacijos tema vesti 2 seminarai: Lulea technikos universitete (Švedija) ir Rygos technikos universitete (Latvija).

Abstract

The PhD thesis deals with the characteristics of biogenic substance migration in the Lithuanian riverbank sediments and its impact on the river water quality. Six catchments of rivers with different dominant sediments, located in different hydrologic areas of Lithuania, were selected as the object of the research. Such object selection allows to apply the results of the work to any catchment of a Lithuanian river. The aim of the thesis is to establish the characteristics of the migration of biogenic substances in sediments, ground and surface waters, taking into consideration climatic and geomorphological conditions of the river catchment, in order to evaluate the change in the concentration of biogenic substances in riverbank aeration zone of different sediments as well as its impact on the quality of the river water. Analytical, field investigations and experimental studies as well as mathematical modelling were applied in the work to evaluate the patterns of the change of concentration of biogenic substances in river catchments and riverbank areas.

The thesis consists of an introduction, free chapters, general conclusions and lists of references as well as the author's publications on the topic of the PhD thesis.

The introductory chapter presents the problem of the research, the relevance of the paper, the object of research, the aim and goals of the paper are formulated as well as its scientific novelty, approval of work results and thesis statements are presented. The Introduction contains the author's publications and conference presentations on the topic of the PhD thesis as well as the structure of the PhD thesis.

Chapter one contains the review of scientific literature on the migration of biogenic substances in the nature, the analysis of the impact of the territorial structure of a river catchment, Lithuanian river water quality studies and modelling software.

Chapter two contains the characteristics of the research object, presents the methods of analytical, field and experimental studies as well as that of mathematical modelling.

Chapter three presents the results of the research of the change in river hydrologic and hydro-chemical parameters as well as their dependence on geomorphological conditions in the catchment s and those of sediment analytical study. It's contain the results of field investigations and experimental studies of the migration of biogenic substances in a sediment aeration zone and those of the ground water surface as well as mathematical modelling.

11 articles on the topic of the PhD thesis have been published: 4 in the reviewed scientific periodical publications and 7 in other editions. 9 presentations have been delivered on the topic of the PhD thesis in conferences in Lithuania and abroad. 2 scientific seminars have been delivered on the topic of the PhD thesis at Lulea Technical University (Sweden) and at Ryga Technical University (Latvia).

Žymėjimai

Simboliai

μ – vandengražos koeficientas;

ΔS – vandens atsargų, susikaupusių baseine, pokytis, $\text{m}^3/\text{m.}$;

ΔC – galutinės ir pradinės koncentracijų skirtumai, mg/l ;

AC – kritulių cheminės sudėties pasikeitimas upės baseine, mg/l ;

A_f – prievaginio ruožo plotas, km^2 ;

A_s – srauto skerspjūvio plotas, m^2 ;

c – skystosios fazės cheminė koncentracija, mg/l ;

$C(h)$ – specifinė vandens talpa;

C_l – pradinė nagrinėjamo laikotarpio biogenų koncentracija, mg/l ;

C_a – biogeninių medžiagų koncentracijos vandenyje, tekančiame iš dirbamų plotų, mg/l ;

C_n – biogeninių medžiagų koncentracijos vandenyje, tekančiame iš natūralių plotų, mg/l ;

C_o – didžiausia leistina koncentracija, mg/l ;

D – dispersijos koeficientas;

d_o – medžiagų balanso nesąryšis (Le-Šateljė ir Brauno kritinio nesąryšio principas);

d_m, d_a – faktinis disbalansas atitinkamai santykinai natūraliose ir sukultūrintose žemės naudmenose;

E – suminis garavimas, mm ;

E_f – suminis garavimas prievaginiame ruože, mm/d ;

e_{ij} – atsitiktinė paklaida;

E_m – modelio efektyvumo koeficientas;

f – prievaginis ruožas, skaičiuojant nuo tolimiausio >1100 m ruožo artyn upės;

F – teritorijos (upės baseino) plotas, km^2 ;
 F_n – santykinai natūralių naudmenų plotas (F dalimis)
 h – nuogulų sluoksnio storis, m;
 h_m – kapiliarinių meniskų čiulpimo jėga, mm;
 i – hidraulinis nuolydis, m;
 θ_{stb}^{vid} – visų stebėjimais nustatytų bendrojo azoto ir bendrojo fosforo koncentracijų upių vandenyje vidurkiai;
 $\theta_{stb,i}$ ir $\theta_{mod,i}$ – stebėtos ir sumodeliuotos bendrojo azoto ir bendrojo fosforo koncentracijos upių vandenyje, mg/l;
 j – dienų eilės numeris, 1, 2 ... ($j_n - 1$);
 j_n – dienų skaičius per nagrinėjamą laikotarpį;
 K – krituliai, iškritę baseine, mm;
 k – nuogulų filtracijos koeficientas, m/d;
 $K(h)$ – nuogulų hidraulinis laidumas atstumu h , m;
 k_c – žemėnaudos koeficientas;
 K_f – kritulių kiekis tenkantis prievaginiam ruožui, mm/d;
 L_f – prievaginio ruožo plotis, m;
 L_{f+1} – arčiau upės esančio prievaginio ruožo plotis, m;
 n – imties dydis (stebėjimų skaičius per nagrinėjamą laikotarpį), vnt.;
 P – biogeninės medžiagos prietaka su krituliais;
 p – patikimumo koeficientas;
 p_t – santykis tarp skaičiuojamo laikotarpio ir metų, %;
 Q – debitas, m^3/s ;
 Q_j – kiekvienos dienos vidutinis debitas, m^3/s ;
 q_p – vandens tankis nuogulose;
 r – tiesinės koreliacijos koeficientas;
 R – nuotėkio aukštis, mm;
 R_R – cheminių medžiagų sulaikymo koeficientas;
 r_p – Pearson koreliacijos koeficientas;
 r_s – Spearman koreliacijos koeficientas;
 s – kritulių stulpelio aukštis, mm;
 S – suderintų ir nesuderintų porų skaičiaus skirtumas;
 S_I – biogeninių medžiagų srautas;
 S_c – cheminės medžiagos koncentracija kietoje fazėje, mg/l;
 t – laikas (para), per kurį susidaro stulpelio aukštis s ;
 T – vidutinė laikotarpio temperatūra, $^{\circ}\text{C}$;

t_i – paros laikas, s;
 V – paviršiuje esančio vandens tūris (m^3), paskaičiuojamas pagal kritulių sluoksnį;
 v_f – vandens filtracijos greitis, m/d;
 v_{f+1} – vandens filtracijos greitis arčiau upės esančiame prievaginiame ruože v_f , m/d;
 V_{gr} – gravitacinio vandens ištekliai, m^3 ;
 X_{ij} – struktūrinio ANOVA modelio i -osios imties j -ajam stebėjimui;
 α – pirmos eilės skilimo greičio konstanta skystojoje fazėje;
 β – pirmos eilės skilimo greičio konstanta kietojoje fazėje;
 γ – pradinės fazės konstanta skystoje fazėje;
 μ – bendrasis vidurkis;
 μ_i – i -ojo kintamojo vidurkis;
 τ – Mann-Kendall ranginis kintamasis;
 τ_i – i -ojo vidurkio ir bendrojo vidurkio skirtumas.

Santrumpos

DLK – didžiausia leistina koncentracija, mg/l;
 GIS – Geografinė informacinė sistema;
 VMS – upių nuotėkio vandens matavimų ir Valstybinio upių monitoringo hidrocheminių vandens parametrų matavimų stotis;
 NPK – azotas, fosforas, kalis;
 N – azotas;
 P – fosforas;
 SVL – sąlyginis vandens lygis, m;
 LKS – Lietuvos koordinačių sistema LKS-94;
 LGT – Lietuvos geologijos tarnyba prie Aplinkos ministerijos.

Turinys

IVADAS.....	1
Problemos formulavimas.....	1
Darbo aktualumas.....	2
Tyrimų objektas.....	2
Darbo tikslas.....	3
Darbo uždaviniai	3
Tyrimų metodika	3
Darbo mokslinis naujumas	4
Darbo rezultatų praktinė reikšmė	4
Ginamieji teiginiai	4
Darbo rezultatų aprobavimas.....	5
Disertacijos struktūra.....	5
 1. BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ DINAMIKOS NUOGULOSE IR UPIŲ VANDENYJE TYRIMŲ MOKSLO DARBŲ APŽVALGA.....	 7
1.1. Biogeninių medžiagų migracija gamtoje	7
1.2. Nuogulos ir jų tarša	11
1.3. Upės baseino teritorinės struktūros įtaka biogeninių medžiagų nuotėkiui	18
1.4. Lietuvos upių vandenų kokybės tyrimų apžvalga.....	22
1.5. Vandens kokybės modeliavimo programų apžvalga	26
1.6. Mokslo darbų apžvalgos išvados ir darbo uždavinių formulavimas.....	30

2. PAKRANČIŲ NUOGULŲ ĮTAKOS UPIŲ VANDENS KOKYBEI TYRIMŲ METODIKA.....	33
2.1. Tyrimo objekto charakteristikos.....	33
2.2. Analitinių tyrimų metodikos.....	36
2.2.1. Upės baseino kvartero nuogulų tipų nustatymo ir nuogulų baseinuose sklaidos įvertinimo metodika.....	36
2.2.2. Kritulių filtracijos per nuogulas ir patekimo į upės vagą, filtracijos koeficiento nustatymo metodika.....	38
2.2.3. Upių nuotėkio ir vandens kokybės kaitos įvertinimo metodika.....	40
2.3. Biogeninių medžiagų migracijos upių pakrantėse natūrinių tyrimų metodika	44
2.3.1. Daugiapakopių lizimetrinių gręžinių įrengimo metodika	45
2.3.2. Natūrinių tyrimų vietos pasirinkimo ir įrengimo metodika	50
2.4. Biogeninių medžiagų migracijos per skirtingų nuogulų aeracijos zoną eksperimentinių tyrimų metodika	53
2.5. Matematinio modelio taikymo metodika.....	55
2.6. Antrojo skyriaus išvados	59
3. PAKRANČIŲ NUOGULŲ ĮTAKOS UPIŲ VANDENS KOKYBEI TYRIMŲ REZULTATAI	61
3.1. Upių hidrologinių ir hidrocheminių parametrų kaitos priklausomybės nuo baseinų geomorfologinių sąlygų bei nuogulų analitinis įvertinimas.....	62
3.1.1. Upių baseinų nuogulų sklaidos įvertinimas	62
3.1.2. Upių baseinų geomorfologinių sąlygų įtakos upių hidrologiniams parametrms įvertinimas, nuogulų filtracijos koeficiento nustatymas.....	70
3.1.3. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos skirtingų nuogulų upių baseinuose įvertinimas.....	79
3.2. Upių pakrančių skirtingų nuogulų aeracijos zonos vandens kokybės tyrimas.....	86
3.2.1. Biogeninių medžiagų kitimo ypatybių įvertinimas pavasario sezonu.....	86
3.2.2. Biogeninių medžiagų kitimo ypatybių įvertinimas vasaros sezonu	95
3.2.3. Biogeninių medžiagų kitimo ypatybių įvertinimas rudens sezonu	105
3.2.4. Upių pakrančių skirtingų nuogulų aeracijos zonos vandens kokybės tyrimo apibendrinimas ir išvados.....	114
3.3. Kintančios antropogeninės apkrovos skirtingų nuogulų laukuose eksperimentiniai tyrimai ir matematinis modeliavimas	116
3.3.1. Kintančios antropogeninės apkrovos skirtingų nuogulų laukuose eksperimentiniai tyrimai	116
3.3.2. Matematinio modeliavimo rezultatai	120
3.4. Pakrančių nuogulų įtakos upių vandens kokybei tyrimų rezultatų apibendrinimas ir išvados	124
BENDROSIOS IŠVADOS IR REKOMENDACIJA	127
LITERATŪROS SĄRAŠAS.....	129

AUTORIAUS MOKSLINIŲ PUBLIKACIJŲ DISERTACIJOS TEMA

SĄRAŠAS	141
PRIEDAI	143
A priedas. Tyrimų postų charakteristikos	144
B priedas. Nagrinėjamų upių baseinų nuogulų struktūra.....	148
C priedas. Kritulių kaita skirtingais laikotarpiais meteorologinėse stotyse	151
D priedas. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaita tyrimų postuose.....	152

Contents

INTRODUCTION.....	1
Problem of the Research.....	1
Topicality of the Problem.....	2
Object of Research	2
Aim of the Research	3
Tasks of the Research.....	3
Methodology of the Research.....	3
Scientific Novelty.....	4
Practical Value of Work Results	4
Defended Propositions	4
Approval of Work Results.....	5
The Scope of the Scientific Work.....	5
 1. REVIEW OF SCIENTIFIC PAPERS ON THE RESEARCH OF BIOGENIC SUBSTANCE DYNAMICS IN THE SEDIMENTS AND RIVER WATER.....	 7
1.1. Biogenic Substance Migration in Nature.....	7
1.2. Sediments and Their Pollution	11
1.3. The Impact of Territorial Structure of river Catchment on the Biogenic Substance Runoff.....	18
1.4. Review of the Research on Lithuanian River Water Quality	22
1.5. Review of Water Quality Modelling Programs	26
1.6. Scientific Paper Review Conclusions and Allocating Tasks for Thesis	30

2. DESCRIPTION OF THE OBJECT AND METHODS OF RESEARCH	33
2.1. Description of the Object of Research.....	33
2.2. Analytical Study Methods	36
2.2.1. Methods of Determining Quarternary Period Sediments in the River Catchment and Evaluating Catchment Sediment Dispersion	36
2.2.2. Methods of Determining Filtration Coefficient in Analysing the Filtration of Precipitation Through Sediments and its Entry to the Riverbed	38
2.2.3. Methods of the Evaluation of River Runoff and Change in Water Quality	40
2.3. Methods of Field Studies of Biogenic Substance Migration in Riverbanks	44
2.3.1. Multistage Lysimeter Borehole Installation Methods.....	45
2.3.2. Methods of Selecting and Equipping Field Studies Location	50
2.4. Methods of Experimental Studies of Biogenic Substance Migration Through the Aeration Zone of Various Sediments.....	53
2.5. Methods of Application of the Mathematical Model.....	55
2.6. Chapter Two Conclusions	59
 3. RESULTS OF THE RESEARCH OF THE INFLUENCE OF COASTAL SEDIMENTS ON RIVER WATER QUALITY	 61
3.1. Analytical Evaluation of the Dependence of River Hydrological and Hydrochemical Parameter Change on the Catchment Geomorphological Conditions and Sediments	62
3.1.1. Evaluation of River Catchment Sediment Dispersion	62
3.1.2. Evaluation of the Impact of Geomorphological Conditions of River Catchment s on River Hydrological Parameters and the Establishment of Sediment Filtration Coefficient	70
3.1.3. Evaluation of the Change of Biogenic Substance Concentration in River Catchment s of Different Sediments	79
3.2. Water Quality Analysis of Riverbank Aeration Zones of Different Sediments.....	86
3.2.1. Evaluation of the Characteristics of Biogenic Substance Change During Spring Season.....	86
3.2.2. Evaluation of the Characteristics of Biogenic Substance Change During Summer Season	95
3.2.3. Evaluation of the Characteristics of Biogenic Substance Change During Autumn Season	105
3.2.4. Summary and Conclusions of Water Quality Analysis of Riverbank Aeration Zones of Different Sediments	114
3.3. Experimental Studies and Mathematical Modelling of Varying Anthropogenic Load	116
3.3.1 Experimental Studies of Varying Anthropogenic Loads in Fields of Different Sediments.....	116
3.3.2 Results of Mathematical Modelling.....	120
3.4. Summary and Conclusions of Results of the Research of the Influence of Coastal Sediments on River Water Quality	124

GENERAL CONCLUSIONS AND RECOMMENDATION..... 127

REFERENCES..... 129

LIST OF THE AUTHOR`S SCIENTIFIC PUBLICATIONS RELATED TO THE
TOPIC OF DISSERTATION..... 141

ANNEXES 143

Annex A. Characteristics of Research Stations 144

Annex B. Issue of Sediment Structure of Analyzed River Catchment s..... 148

Annex C. Rainfall chanGe of Meteorological Stations 151

Annex D. The Changes of Biogenic Substances Concentrations of Research Posts.. 152

Įvadas

Problemos formulavimas

Gamtinės aplinkos pokyčiai vyksta nuolat, tačiau antropogeninė apkrova aplinkai didėja, ir tai siejama su intensyviais globalizacijos procesais, nedarniu ūkio vystymusi bei paskutinį šimtmetį ignoruotomis ekologinėmis problemomis. Tai jaučiama visoje Žemėje, o Lietuvos ekologinės problemos, poveikis aplinkai ir aplinkos reakcija tampa regionine ir globaline problema. Pasaulyje nuolat auga informacijos apie aplinkos ar atskirų jos komponentų būklę, taip pat trumpalaikės ir ilgalaikės prognozės poreikis. Taip aplinkosaugos problemos tampa vienos aktualiausių visam pasauliui.

Dinamiškiausi hidrosferos komponentai yra upės. Gamtinių vandenų cheminę sudėtį labiausiai veikia natūralioji medžiagų apytaka. Vanduo, cirkuliuodamas tarp atmosferos, litosferos ir biosferos įvairiose fizinėse – geografinėse sąlygose paima ir atiduoda iš jų cheminius elementus bei junginius. Konkrečioje geografinėje vietoje vandens cheminę sudėtį lemia klimatas, litomorfinės, biogeninės bei cirkuliacinės ypatybės. Šie dydžiai kinta, todėl gamtinių vandenų sudėtis yra labai įvairi.

Pagrindiniai faktoriai, formuojantys upės baseino struktūrą, yra paviršius, nuogulos, dirvožemis, augalija bei ūkinė veikla, kurie, sąveikaudami tarpusavy-

je, sukuria upės baseino kraštovaizdžio mozaiką. Vanduo, jo kiekiai bei kokybė tampa visų šių veiksnių ir sąveikų integraliu rezultatu.

Upių ir gruntinis vanduo yra bene labiausiai veikiamas žmogaus veiklos. Žmogus veikia vandens cheminę sudėtį ne tik perskirstydamas ir sukurdamas naujus cheminių elementų srautus bei veikdamas fizines vandens charakteristikas, bet ir keisdamas upių baseinų konfigūraciją. Miškų kirtimas, žemių arimas keičia paviršinio ir gruntinio maitinimo santykį upių baseinuose bei smarkiai didina eroziją.

Visi minėti veiksniai yra svarbūs, tačiau moksliniuose darbuose nėra apjungti ir iki galo ištirti. Būtina, detaliai išnagrinėjus Lietuvos upių baseinų nuogulų struktūrą, gamtinę ir antropogeninę būklę baseinuose, įvertinti antropogeninės įtakos laipsnį upių nuotėkio formavimuisi bei vandens kokybei, kaitos dėsningumus ir pateikti rekomendacijas žemėnaudai optimizuoti.

Darbo aktualumas

Paviršinių vandenų kokybės problema buvo, yra ir bus viena aktualiausių aplinkosaugoje. Nepaisant to, kad vandens ištekliai nuolat atsinaujina, racionalus jų naudojimas, o ypač apsauga nuo taršos yra sudėtingas vandens politikos uždavinys, reikalaujantis gilios esamos situacijos analizės ir vertinimo atsižvelgiant į tolesnę perspektyvą. Lietuvos bei užsienio mokslininkai, suprasdami, kad žmonių skaičiaus didėjimas veda prie intensyvesnės pramonės ir žemės ūkio plėtros, nagrinėja vandens kokybės gerinimo aspektus, ieško tiesioginių priemonių apsaugoti paviršinį vandenį nuo teršiančių medžiagų.

Vis daugiau dėmesio skiriama antropogeninių veiksnių įtakos paviršinio vandens kokybei nustatymui. Užsienio šalių mokslininkai vandens kokybės kaitą analizuoja kompleksiskai įvertindami kartu antropogenines ir natūralias aplinkos sąlygas.

Siekiant gerinti ar išlaikyti gerą paviršinių vandenų būklę reikia išsiaiškinti papildomas biogeninių medžiagų kiekių mažinimo galimybes. Viena iš priemonių – vandens telkinių apsaugos zonos, tačiau stokojama detalesnių tyrimų, apibūdinančių aeracijos zonos upių pakrančių nuogulose biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos dėsningumus.

Tyrimų objektas

Darbe tirti 6 Lietuvos upių baseinai, esantys įvairiose hidrologinėse srityse, turintys skirtingas vyraujančias nuogulas, būdingas visai Lietuvos teritorijai: Pietryčių Lietuvos hidrologinėje srityje smėlingi Ūlos ir Žeimenos upių bei mo-

lingas Verknės upės baseinai, Vidurio Lietuvos hidrologinėje srityje – priemolingas Lėvens upės, Žemaičių aukštumos hidrologinėje srityje – molingas Šešuvio upės, Baltijos pajūrio hidrologinėje srityje – priemolingas Akmenos-Danės upės baseinai.

Darbo tikslas

Atsižvelgiant į klimatinės bei upės baseino geomorfologines sąlygas nustatyti biogeninių medžiagų migracijos ypatybes nuogulose, gruntiniuose ir paviršiniuose vandenyse, siekiant įvertinti biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos dėsningumus upių pakrančių skirtingų nuogulų aeracinėse zonose ir jos įtaką upių vandens kokybei.

Darbo uždaviniai

1. Įvertinti upių hidrologinių parametrų priklausomybes nuo baseinų geomorfologinių sąlygų ir nuogulų sklaidos.
2. Nustatyti biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos dėsningumus tipingų nuogulų struktūros upių baseinuose.
3. Nustatyti biogeninių medžiagų migracijos dėsningumus skirtingų nuogulų aeracijos zonose, atliekant natūrinius tyrimus Lietuvos upių pakrantėse.
4. Įvertinti kintančios antropogeninės apkrovos įtaką biogenų migracijai skirtingų nuogulų aeracijos zonose atliekant eksperimentinį tyrimą.
5. Panaudojant modeliavimo programinį paketą atlikti biogeninių medžiagų migracijos modeliavimo scenarijus skirtingų nuogulų upių pakrantėse.

Tyrimų metodika

Biogeninių medžiagų migracijos upės baseine ir pakrančių nuoguluose kompleksinei analizei atlikti buvo sudarytos tiriamų upių baseinų daugiamečių meteorologinių, hidrologinių, paviršinio vandens cheminių parametrų duomenų bazės. Naudotos aerofotonuotraukos, litologiniai, geomorfologiniai, žemėnaudų, hidrografiniai žemėlapiai bei skaitmeninės duomenų bazės. Upių vandeningumo bei biogeninių medžiagų koncentracijų kaita ir kaitos priklausomybės įvertintos statistiniais metodais. Biogeninių medžiagų horizontalios ir vertikalios migracijos nuogulų aeracijos zonoje ir grunto vandens paviršiuje analizė atlikta 2010–2012 m. laikotarpiu atlikus natūrinius tyrimus lizimetrinių gręžinių kompleksais 6 Lietuvos upių baseinuose. Didėjančios antropogeninės taršos tyrimai

atlikti eksperimentu skirtingų nuogulų laukuose. Gautų rezultatų analizei pritaikyta modeliavimo programa CHEMFLOTM-2000.

Darbo mokslinis naujumas

Darbo naujumą sudaro kompleksinis biogeninių medžiagų migracijos skirtingų nuogulų aeracijos zonose įtakos upių vandens kokybei įvertinimas, apimantis analitinę biogeninių medžiagų migracijos nuogulose ir pernašos į upes analizę, natūrinius ir eksperimentinius tyrimus bei modeliavimą.

Pateikiami kompleksiniai biogeninių medžiagų pernašos tyrimų, siekiant įvertinti biogeninių medžiagų pernašą įvairių nuogulų upių pakrantėse ir įtaką upių vandens kokybei, rezultatai.

Darbo rezultatų praktinė reikšmė

Biogeninių medžiagų migracijos tyrimų rezultatai gali būti naudojami nustatant arba tikslinant paviršinio vandens telkinių apsaugos zonų ir pakrančių apsaugos juostų plotius, įvertinant prognozuojamo taršos plitimo ir įtakos paviršinio vandens kokybei pobūdį ir tendencijas.

Ginamieji teiginiai

1. Biogeninių medžiagų koncentracijų didėjimo intensyvumą ir mastus upės vandenyse lemia antropogeninės kilmės upės baseino apkrova, tuo tarpu biogenų patekimo į gruntinį ir upės vandenį ypatybes lemia nuogulų savybės.
2. Biogeninės medžiagos, nepasisavintos augalijos, kartu su vandeniu filtruojasi gilyn iki gruntinio vandens, pasiekia upės vagą, taip paveikdamos antropogeninės kilmės biogeninių medžiagų koncentracijas upės vandenyje.
3. Biogeninių medžiagų vertikali pernaša nuogulų aeracijos zonoje priklauso ne tik nuo antropogeninės veiklos, augalijos įtakos ar kritulių intensyvumo bet ir nuo nuogulų, į kurias migruoja medžiagos, savybių.

Darbo rezultatų aprobavimas

Disertacijos tema paskelbta 11 straipsnių: 4 straipsniai recenzuojamuose mokslo žurnaluose ir 7 Straipsniai kituose leidiniuose. Disertacijos tema skaityti 9 pranešimai Lietuvos ir užsienio konferencijose.

Disertacijos tema vesti 2 seminarai: Lulea technikos universitete (Švedija) ir Rygos technikos universitete (Latvija).

Stažuotės: trijų mėnesių stažuotė Rygos technikos universitete, kur su Latvijos universitetu dalyvauta Latvijos mokslinių tyrimų tarybos bendradarbiavimo projekte “Development of conceptual integrated model of socioeconomic biodiversity pressures, drivers and impacts for the long-term socioecological research platform of Latvia”; vienos savaitės stažuotė Lulea technikos universitete, Švedija.

Disertacijos struktūra

Disertaciją sudaro įvadas, trys skyriai ir išvados, literatūros ir autoriaus publikacijų disertacijos tema sąrašai.

Darbo apimtis yra 142 puslapiai, tekste panaudotos 25 numeruotos formulės, 62 paveikslai ir 18 lentelių. Prieduose pateikta 1 paveikslas ir 32 lentelės. Rašant disertaciją buvo panaudoti 165 literatūros šaltiniai.

Biogeninių medžiagų dinamikos nuogulose ir upių vandenyje tyrimų mokslo darbų apžvalga

1.1. Biogeninių medžiagų migracija gamtoje

Biogeninėms medžiagoms įvairių junginių pavidalu priskiriamos anglis, azotas, fosforas, kalis, kalcis, magnis ir silicis. Dėl žmogaus ūkinės veiklos į vandens telkinius daugiausia patenka azoto, fosforo ir kalio. Šių medžiagų migracija išsamiausiai ištirta. Ypač daug dėmesio skiriama azoto ir fosforo apytakai, kadangi jų prietakos padidėjimas ūkinės veiklos įtakoje yra viena didžiausių vandens telkinių eutrofikacijos priežasčių.

Azotas yra vienas labiausiai paplitusių gamtoje ir pagrindinis augalų mitybos elementas, tačiau jo perteklius kenkia aplinkai. Pavojingiausia aplinkai azoto forma yra nitratai, kurie, skirtingai negu amonis, stipriau migruoja biosferoje. Apie 90–98 % azoto iš dirvožemio išplaunama nitratų pavidalu. Be to, dalis nitratų virsta kenksmingais nitritais. Azoto apytakos ratas gana sudėtingas (1.1 pav.). Pagrindiniai jį sudarantys procesai – fiksacija (biologinė ir pramoninė), asimiliacija, nitrifikacija, denitrifikacija, prietaka su krituliais, išplovimas ir kt. (Ruminaitė 2010).

1.1 pav. Azoto apytakos ciklas (pagal Ruminaitę 2010)

Fig. 1.1. Nitrogen circuit (according to Ruminaitė 2010)

Migruodami azoto junginiai gali užteršti didesnius vandens telkinius (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2005b; Lebedynets *et al.* 2005), todėl detalus jų panaudojimo ir saugojimo reglamentavimas apibrėžiamas tiek žemės ūkio, tiek aplinkosaugos srityse. Lietuva, stodama į Europos Sąjungą, aplinkos apsaugos politiką išipareigojo suderinti su ES teisinais reikalavimais. Nuo 2004 metų mūsų šalis vykdo Europos Parlamento ir Tarybos direktyvos (2000/60/EB), nustatančios Bendrijos veiksmų vandens politiką, reikalavimus. Joje numatytos vidaus paviršinių vandenų bei pakrančių apsaugos nuo taršos nitratais iš žemės ūkio šaltinių (91/676/EEB) priemonės.

Daugelyje Europos šalių, kur žemės ūkio veikla intensyvi, paviršinio vandens tarša azoto junginiais nemažėja (Rovira ir Pardo 2006). Žemės ūkio veikla daro didelę įtaką pasklidajai taršai (Larsen *et al.* 2008; Kyllmar *et al.* 2006; Larsen *et al.* 1999). Taigi ES šalyse, ribojant ūkinės veiklos neigiamą poveikį aplinkai, nustatytos didžiausios leistinos žemės ūkio naudmenų apkrovos, kur azoto

junginiai neturi viršyti 170 kg/ha per metus. Lietuvos upių baseinuose išplaunamo azoto ir fosforo kiekis, nežymiai svyruojantis skirtingose teritorijose, dažnai yra nulemtas skirtingų priežasčių: intensyvios žemės ūkio veiklos Vidurio Lietuvoje (Adomaitis *et al.* 2004) ir didelio nuotėkio Rytų Lietuvoje (Gaigalis ir Račkauskaitė 2001). Priklausomai nuo metų laiko šių medžiagų migracija gali kisti (Aškinis *et al.* 2001). Nuo 1995 m. įvairiose Lietuvos geografinėse srityse atliktas vandens kokybės kaitos priklausomumo nuo gamtinių sąlygų ir ūkininkavimo praktikos tyrimas parodė, kad gamtiniai veiksniai turi skirtingą įtaką azoto ir fosforo koncentracijos kaitai. Žemdirbystės rajonuose, kur paviršiniai vandens telkiniai veikiami pasklidos taršos, nustatyta aiški priklausomybė tarp ariamosios žemės dalies baseine ir upelių vandens kokybės (Gaigalis *et al.* 2006, 2003).

Žiemą ir pavasarį, ypač kai nėra augalinės dangos, išplaunama daugiau nei pusė viso azoto (Tula *et al.* 1997). Lietuvos klimato sąlygomis su būdingu šiltu ir drėgnu rudens laikotarpiu, žaliųjų irimo metu susidariusio azoto migracija aktyviausia būna spalio–lapkričio mėnesiais, vėliau suaktyvėja pavasarį (Misevičienė 2005). Norvegijos mokslininkai teigia, kad didelius azoto nuostolius rudens ir žiemos metu gali padaryti žema temperatūra, ribojanti azoto mikrobinę imobilizaciją (Henriksen ir Breland 1999). Lizimetriniais tyrimais nustatyta, kad Rytų Lietuvoje iš lengvos granulimetrinės sudėties dirvožemių daugiausia nitratų išplaunama žiemą – 29,5–36,3 % (Bagdanavičienė *et al.* 2002).

Azoto ir fosforo junginių kiekis upės vandenyje siejasi su gyvulių kiekiu upės baseine (Kyllmar *et al.* 2006; Šileika *et al.* 2005, 2000). Gyvulių ir paukščių mėšlas, naudojamas žemės ūkio naudmenoms tręšti sudaro galimybę didesniajam šių junginių kiekiui patekti į vandens telkinius (Misevičienė 2005). Lyginant su netręštu dirvožemiu, kasmet tręšiant mėšlu, per metus vidutiniškai išplaunama 12 % azoto kiekio daugiau (Tripolskaja *et al.* 2002). Apsauginės vandens telkinių juostos pristabdo biogeninių medžiagų srautus. Miškingose teritorijose ir pievose jų migracija į vandens telkinius yra minimali (Granlund ir Puustinen 2006).

Nitratų didžiausia leistina koncentracija (DLK) upės vandenyje 50 mg/l, o rekomenduojama – 25 mg/l (91/676/EEB). Nitratų padidėjimas dirvožemyje siejamas su keliomis priežastimis: nitratų pertekliumi dėl fiksacijos augaluose ir nitrifikacijos disbalanso; dėl ūkininkavimo ypatybių – greitejančio humuso mineralizavimosi ar pertręšimo; lėto augalų vystymosi ar jų sumažėjimo; aukštos dirvožemio temperatūros; didelio organinių medžiagų kiekio. Nitratų patekimas į vandenį priklauso nuo topografinės aplinkos, viršutinio dirvožemio sluoksnio infiltracinių savybių, meteorologinių sąlygų bei vandens telkinių ypatumų. Paviršinis nuotėkis būna susijęs su lokalia tarša. Šios problemos mažesnės nei išsklaidyta tarša, kuri vyksta dėl vandens ir nitratų migracijos dirvožemyje bei pa-

dumblių ir aukštesniųjų augalų augimą bei sukelia nepageidautiną organizmų skaidymosi padidėjimą ir vandens kokybės pablogėjimą.

1.2. Nuogulos ir jų tarša

Gruntiniai vandenys su aplinka siejasi per aeracijos zoną. Per ją įsifiltruoja krituliai, papildantys požeminio vandens išteklius, per ją nuo žemės paviršiaus į gruntinį vandeningąjį sluoksnį patenka ir įvairūs teršalai (Kirchmann *et al.* 2002; Alan ir Cardaci 2004). Nuo aeracijos zonos storio ir laidumo priklauso, kokios medžiagos ir kada pasieks gruntinius vandenis. Gruntinio vandens cheminė sudėtis, kartu ir jo kokybė, labiausiai priklauso nuo nuogulų, kuriose jis susikaupeš. Kaip parodė atlikti tyrimai, azoto koncentracijai gruntiniame vandenyje, kaip ir išplaunamo nitratinio azoto kiekiui, įtakos turi humuso bei molio dalelių kiekis dirvožemyje. Humuso kiekio įtaka šiuo atžvilgiu priklauso ir nuo auginamųjų kultūrų (Pocienė ir Pocius 2005; Jonušienė ir Tyla 1999).

Dirvožemio ir podirvio nuogulų bei požeminio vandens tarša sąlyginai skiriama į dvi grupes: pramoninės (tame tarpe transporto) ir žemės ūkio kilmės. Pramoninės kilmės tarša dažnai būna lokali, greta pramonės įmonių, tačiau šiluminų jėgainių, transporto priemonių išmetami teršalai gali pasklisti didelėse teritorijose. Žemės ūkio skleidžiama tarša gali būti lokali ir pasklidoji. Dirvožemio ir dirvodarinių nuogulų tarša, skirtingai nei oro ar vandens, gali būti ilgą laiką nepastebėta. Žmogus dirvožemio, o tuo labiau podirvio nuogulų taršą pastebi gerokai vėliau negu paviršinio vandens, be to, dėl nuogulų sorbcinių ypatybių, jo savybių ar sudėties pokyčiai gali pasireikšti ne iš karto (Alan ir Cardaci 2004). Nuo XIX a. pabaigos stebimas vis didesnis žalingas antropogeninis poveikis dirvožemiui ir gruntiniams vandenims. Užterštas dirvožemis netinka žemės ūkio produkcijai auginti, teršalai gruntiniu vandeniu, patekdami į paviršinius vandens telkinius, globalizuoja aplinkos taršą, sukeldami neigiamas socialines, ekonomines ir politines pasekmes (Švedas ir Antanaitis 1999).

Didėjant pramoninei fiksacijai sutrinkdoma nitrifikacijos ir denitrifikacijos pusiausvyra. Azoto junginių perteklius kaupiasi dirvožemyje, gruntiniuose ir paviršiniuose vandenyse, sukeldamas ligas. Prieinamo augalams azoto kiekis dirvožemyje priklauso nuo jų patekimo, migracijos, transformacijos ir išplovimo procesų – fizinių, cheminių ir biologinių procesų, kurie visi lemia azoto junginių apytaką. Į dirvožemį azotas patenka su atmosferos krituliais (NO_x ir NH_3), trąšomis, gyvulių pašaru bei dėl biologinės azoto fiksacijos. Dauguma šių junginių yra skysti bei tirpūs vandenyje ir iškrenta su krituliais, kita dalis – dujų ar kietos fazės (Žemės ūkio... 1993). Norvegijoje nustatyta, kad maždaug 85 % viso azoto junginių patekimo į baseiną yra susiję su žemės ūkio veikla, iš kurių 65–70 % gauta iš mineralinių trąšų. Tik 15 % gauta su atmosferos krituliais (Hoyas *et al.*

1997). Dauguma nitratų susidaro amonio nitrifikacijos metu iš trąšų, tačiau patenka ir iš atmosferos. Nitratai yra labai judrūs, skirtingai nuo amonio jonų, nėra absorbuojami molio mineralų. Nitratus pasisavina augalai, bet sulėtėjus jų augimui, daug nitratų išplaunama į gruntinius vandenis. Tai sukelia vandens taršą nitratais ir su ja susijusias sveikatos problemas, paviršinių vandenų eutrofikaciją (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2004; Lebedynets *et al.* 2005; Krysanova 2002).

Amonio formos azotą dirvožemis greitai absorbuoja, todėl toks azotas mažai judrus. Jis laikosi įterpimo vietoje. Perkoliacinis vanduo jo neįplauna į gilesnius nuogulų sluoksnius, jis menkai migruoja ir horizontalia kryptimi. Tik labai rūgščiuose dirvožemiuose nitrifikacijos metu, kai amoniakinis azotas greitai pereina į nitratinio azoto formą, susidaro sąlygos atsiskirti azoto oksidui ar dujiniam azotui (Alan ir Cardaci 2004). Tokiu atveju galimi dujinio azoto nuostoliai. Nitrifikacijos procesas normaliai vyksta tik silpnai rūgščiame ar beveik neutralios reakcijos dirvožemyje, kai jis gauna pakankamai oro ir kai dirvožemio temperatūra siekia 25–32°C. Tokiomis sąlygomis azotas dėl dirvožemio mikroorganizmų veiklos greitai paverčiamas nitratinium. Nitrifikacijos procesas praktiškai sustoja, kai dirvožemio pH yra mažesnis kaip 4,0 arba kada temperatūra žemesnė kaip 10°C (Denver *et al.* 2009; Pocienė ir Pocius 2005).

Nitratų difuzinės migracijos nejudintos struktūros dirvožemio monolituose tyrimai patvirtino dirvožemio drėgmės įtaką nitratų sklaidai. Matematinės statistinės analizės rezultatai parodė, kad gruntinio vandens taršai nitratais įtakos turi dirvožemio granulimetrinė sudėtis, dirvožemio drėgmė, krituliai, hidrogeologinės sąlygos, gruntinio vandens slūgsojimo gylis, aeracijos zonos storis, dirvožemio tirpale esantis nitratų kiekis, žemės dirbimas (Kyllmar *et al.* 2006; Klizas ir Piličiauskas 2007). Tirtose drenažo sistemose nuotėkio dydis ir išplaunamų nitratų kiekis priklauso nuo klimatinų, hidrogeologinių sąlygų bei drenažo amžiaus. Ekologiniu požiūriu įvertinus drenažo vaidmenį vandens teršime nitratais, konstatuota, kad drenažas leidžia sumažinti bendrojo azoto nuostolius, sudarydamas galimybę nitratiniam azotui judėti kartu su vandeniu. Priklausomai nuo drenažo vandens užterštumo, reljefo bei vandens imtuvų yra galimybė parinkti drenažo vandens valymo priemones (Pocius 2007).

Nitrifikacijos proceso metu susidaręs arba su trąšomis įterptas nitratinis azotas yra labai tirpus ir su vandens srovėmis juda pasroviui (Alan ir Cardaci 2004). Vegetacijos metu tankiai augalais užžėlusiam lauke net po didesnių lietų drėgmės pertekliaus nejuntama (Scanlon *et al.* 2008). Augalai sunaudoja daug vandens kartu su jame ištirpusiu nitratinium azotu. Jei po didesnio lietaus dalis vandens su nitratais patenka ir į gilesnius nuogulų sluoksnius, vėliau užėjus sausringam periodui, nuogulų kapiliarais jis vėl pakyla į augalų šaknimis perpintą dirvožemio sluoksnį. Kartu su vandeniu sugrįžta ir jame ištirpę nitratai bei kitos medžiagos, kurios toliau yra augalų naudojamos. Tik sustojus augalų vegetacijai ir sulėtėjus vandens garinimui, dalis kritulių vandens su jame ištirpusio-

mis medžiagomis gali patekti į gilesnius dirvožemio ir nuogulų sluoksnius bei drenažo ar gruntinį vandenį. Taip susidaro tiesioginiai azoto nuostoliai (Scanlon *et al.* 2008; Pocienė ir Pocius 2005).

12 metų tyrimų duomenimis, Švedijoje ekologinio ūkininkavimo sistemoje azoto nuostoliai vidutiniškai siekė tik 5,5 kg/ha. Tuo tarpu fosforo nuolatinė kaita tarp organinės medžiagos ir dirvožemio tirpalo didžiausia buvo biodinaminėje žemdirbystės sistemoje (Kirchmann *et al.* 2002; Djodjic ir Bergström 2005). Neigiamas kalio ir fosforo balansas ekologinėje žemdirbystės sistemoje fiksuotas atliekant tyrimus Norvegijoje. Nustatyta, kad pereinamuoju laikotarpiu iš intensyvios į ekologinę žemdirbystės sistemą gautas patikimas fosforo ir kalio balanso sumažėjimas (Bechmann *et al.* 2008; Hoyas *et al.* 1997). Pagrindinė azoto, fosforo, kalio (NPK) balanso reguliavimo priemonė ekologiniuose ūkiuose yra tręšimas mėšlu, kompostais, žalioji trąša ir natūralios kilmės įvairios mineralinės medžiagos. Todėl labai dažnai plėtojant žemdirbystę, ypač taikant ekologinės žemdirbystės sistemą, nustatomas neigiamas maisto medžiagų balansas (Bučienė 2009; Mažvila ir Pekarskas 2003, Pekarskas *et al.* 2003).

Žemės ūkio intensyvėjimas didina biogeninių medžiagų išplovimą, tačiau daugelyje šalių atliktų tyrimų rezultatai rodo, kad galima mažinti jo poveikį gamtinei aplinkai (Feaga *et al.* 2010), pasirenkant sėjomainas su tarpiniais augalais ir nuolat užimta dirva (Kirchmann *et al.* 2002; Bučienė *et al.* 1997). Azoto išplovimas sumažėja 20 kg/ha, kai vėlyvą rudenį ir žiemą laukuose yra augalų (Kirchmann *et al.* 2002; Hoyas *et al.* 1997; Čiuberkienė ir Ežerinskas 1999).

Tyrimai parodė, kad labai mažai ir mažai mineralinio azoto nustatyta 53 % Lietuvos žemės ūkio naudmenų ploto. Daug tokių plotų yra Rytų Lietuvoje – net 69 %, tuo tarpu Vidurio ir Vakarų Lietuvoje tokie plotai sudaro atitinkamai 43 ir 46 %. O štai Vidurio Lietuvoje net 15 % žemės ūkio naudmenų ploto rasta daugiau nei 90 kg/ha mineralinio azoto, t. y. tuose laukuose azoto trąšų normos privalo būti mažinamos. Daug mineralinio azoto nustatyta ir durpiniuose dirvožemiuose bei plotuose, intensyviai tręšiamuose organinėmis bei mineralinėmis trąšomis (Kaimo plėtros... 2004).

Norint pagerinti žmonių aprūpinimą maistu, siekiama pagerinti maisto medžiagų balansą dirvožemyje ir taip sulėtinti dirvožemio derlingumo mažėjimą. Daugiau dėmesio skiriant aplinkos kokybei, ypač didėjančiai vandenų taršai fosforo junginiais ir nitratais svarbu taikyti tokią tręšimo sistemą, kad augalai gautų pakankamai maisto medžiagų ir nebūtų teršiama gamta. Tręšiant laukus labai svarbu pritaikyti moksliškai pagrįstą trąšų normą, nes per didelis trąšų kiekis nesunaudojamas ir dalis maistingųjų medžiagų nitritų, nitratų ir amonio forma per aeracijos zoną išsiplauna į gruntinius vandenis, o tai sukelia didžiulį ekologinių problemų (Rutkovienė ir Česonienė 2006). Nepagrįstai didelis mineralinių trąšų naudojimas skurdina pedobiontus, padidintos azoto, fosforo, kalio (NPK) normos sukelia mikroorganizmų depresiją, suardomas santykis tarp atskirų mik-

roorganizmų grupių, sumažėja jų aktyvumas, todėl sutrinka humuso irimo ir sintezės pusiausvyrą. Ypač kenkia skystos azotinės trąšos (Nemeth 2006). Naudojant amoniako vandenį sliekų dirvožemyje sumažėja net 42 %. Didesnis nei 100–120 kg/ha azotinių trąšų įterpimas neigiamai veikia azotą fiksuojančią mikroflorą, kuri yra biologinio azoto šaltinis dirvožemyje. Ilgai tręšiant vien mineralinėmis trąšomis pakinta dirvožemio mikroorganizmų grupinė sudėtis, padidėja toksinus sintetinančių mikrobus aktyvumas, rūgštėja dirvožemis, gausėja mikromicetų (pelėsiniai grybai) ir didėja jų rūšinė įvairovė. (Kyllmar 2004; Tripolskaja 2001).

Švedijos mokslininkai apibendrinančiuose ir rekomendaciniuose darbuose konstatuoja, kad iš esmės yra neįmanoma auginti žemės ūkio produktų be kai kurių azoto junginių išplovimo į gruntinius ir paviršinius vandenis bei azoto dujų išsiskyrimo į atmosferą. Anot Švedijos mokslininkų, didelio azoto išplovimo veiksniai gali būti švelnios žiemos, dideli kritulių kiekiai, smėlio arba organiniai dirvožemiai ir didelis gyvūnų tankio derinys su intensyvaus augalų auginimo sistema (Kirchmann *et al.* 2002; Kyllmar *et al.* 2006).

Yra nemažai tyrimų ir rezultatų, kad nuo 1991 metų potencialiai galimi azoto išplovimo kiekiai žymiai sumažėjo dėl menkesnio mineralinių trąšų naudojimo. Kita vertus, kai kurie tyrimai rodo, kad Lietuvos upėse stebimas azoto, ypač nitratinio, koncentracijos padidėjimas (Rudzianskaitė 2000). Mineralinio bei nitratinio azoto koncentracijos ir išplauti kiekiai patikimai koreliuojasi su krituliais ir praėjusių metų žolių derliumi. Nitrato koncentracijos taip pat priklauso nuo gruntinio vandens gylio – kuo arčiau žemės paviršiaus, tuo nitrato koncentracijos didesnės. Tuo tarpu amoniakinio azoto patikimo ryšio su kritulių kiekiu, drenažo nuotėkiu ir žolių derliumi, nenustatyta (Adomaitis *et al.* 2004).

Švedijos mokslininkai nustatė, kad sistemingai tręšiant didelėmis mėšlo dozėmis, smėlio ir priesmėlio dirvožemiuose fosforo išplovimas padidėja iki 40–60 cm ir giliau. Migracijos intensyvumą lemia trąšų normos ir formos (Djodjic ir Bergström 2005). Fosforo junginių migracija labiausiai padidėja nuo skysto kaulių mėšlo, mažiau – nuo paukščių mėšlo ir superfosfato (Gužys *et al.* 2004). Lauko tyrimai rodo, kad sistemingai tręšiant mėšlu labai padidėja vandenyje tirpių ir kitų judriųjų fosforo junginių kiekis dirvožemyje. Tai lemia ne tik ariamąjį (0–20 cm), bet ir 20–40 cm sluoksnio fosforingumą didėjimą (Tripolskaja 2001).

Pelkėse, spygliuočių ir mišriųjų miškų podirviuose tirti denitrifikacijos procesai (Alan ir Cardaci 2004) bei urbanizacijos įtaka gruntinio vandens kokybei, identifikuojant trumpalaikį ir ilgalaikį chemikalų, mikrobus didėjimą. Panaudojant azoto rūgštį vertinti hidrogeologiniai faktoriai, veikiantys denitrifikaciją ir mikroorganizmų plitimą (Mayer *et al.* 2010). Kanadoje tyrimais patvirtinti ilgalaikiai ir laikini gruntinio vandens kokybės pakitimai tuose plotuose, kuriuose yra įkurtos gyvulių fermos, įvertinta mėšlo įtaka gruntinio vandens kokybei. Li-

zimetriniai tyrimai atlikti aeracijos zonose ir gruntiniame vandenyje. Tyrimų metu nustatyta, kad galvijų mėšlas bei azoto trąšos žymiai padidino nitratų koncentracijas smulkios žemėnaudų struktūros nuogulų gruntiniame vandenyje. Nitratų koncentracijos gruntiniame vandenyje nebuvo veikiamos galvijų mėšlo arba azoto trąšų vidutinio smulkumo nuogulose. Taip pat nustatyta kasmetinio galvijų mėšlo naudojimo riba, aprūpinanti dirvožemį trūkstamu kiekiu azoto, bet mažinanti nitratų išplovimą į gruntinius vandenis vidutinio smulkumo nuogulose (Rodvang *et al.* 2004; Olson *et al.* 2009). JAV mokslininkai teigia, kad nitratų kiekio pokytis pirmiausia priklauso nuo mėšlo ir trąšų naudojimo, bei vietų, kur vandeningasis sluoksnis nuolat buvo sausinamas. Nitratų buvo rasta arti paviršiaus esančiame gruntiniame vandenyje, tačiau visiškai pašalinamas per tam tikrą laiką denitrifikacijos metu blogai nusausintose vietose, kur buvo cheminių sąnašų ir geocheminės aplinkos skirtumų (Denver *et al.* 2009). Apribojus mėšlo barstymą žiemos metu, fosforo koncentracijos žymiai sumažėjo, tuo tarpu trumpam atnaujinus tręšimą mėšlu žiemą, padidėjusios fosforo koncentracijos paviršiniuose vandenyse išsilaikė virš 5 savaičių (Lewis ir Makarewicz 2009).

Išplauti nitratai užteršia gruntinį vandenį įvairiose gamtinėse zonose. Siekiant sukurti taršos valdymo strategiją būtina suvokti ryšį tarp nitratų išplovimo ir klimato. Tirtas ryšys tarp gruntinio vandens judėjimo ir nitratų patekimo į upes. Šlaituose susidaranti gruntiniam vandeniui didelės įtakos turi su pertraukomis naudojamos ganyklos, esančios šlaitų viršuje. Tyrimai parodė, kad šlaito pjūvyje nitratų koncentracijos gruntiniame vandenyje sumažėjo nuo maždaug 3 mg/l po ketera (80 m nuo upės) iki 0,01–1,0 mg/l 3 m atstumu nuo krančio. Konstatuota, kad dėl agrokultūrinio poveikio didėjančios nitratų koncentracijos padidintų jų pernešimą į upę (Duff *et al.* 2007).

C. T. Green (Green *et al.* 2008) tyrė azoto junginių migraciją tarp šaknų zonos ir gruntinio vandens paviršiaus. Tirti įvairių nuogulų tipų (molingų, priemolingų, smėlingų), dirbamos žemės ir ganomų pievų, drėkinami ir nedrėkinami laukai. Tirtos aeracijos zonos storis nuo 1 iki 22 m. Cheminė vandens iš lizimetrų ir negilių šulinių analizė parodė, kad vertikali nitratų migracija yra vyraujantis procesas, lemiantis azoto netektis žemiau augalų šaknų zonos. Vertikalūs azoto atmainų, stabilų azoto ir deguonies izotopų bei deguonies, azoto ir argono koncentracijos srautai aeracijos zonoje ir koreliacija tarp azoto ir kitų agrokultūrinių chemikalų parodė, kad reakcijos neturi didelės įtakos azoto koncentracijai tarp šaknų zonos ir kapiliarinio sluoksnio. To pasekoje, fiziniai veiksniai, tokie kaip azoto ir vandens prietakos greitis, kontroliuoja koncentracijų skirtumus vertikalyje. Autoriai teigia, jog azoto junginių koncentracijos sekliuose lizimetruose rodo sezoninę kaitą, tuo tarpu koncentracijos lizimetruose, esančiuose giliau nei keli metrai stabilesnės. Remiantis koncentracijų ir papildomais skaičiavimais, azoto junginių tekėjimas pro galias aeracines zonas svyruoja nuo 7 iki 99 kg/ha per metus.

Pagrindinis mokslininkų podirvio ir gruntinių vandenų taršos tyrimo įrankis – lizimetras, kurio gylyai siekia nuo kelių dešimčių centimetrų iki kelių metrų. Terminas „lizimetras“ taikomas įvairių struktūrų, kurios leidžia matuoti vandens tūrio ir cheminės sudėties pokyčius įvairaus gylio nuogulose. Pradžioje lizimetrai naudoti vandens balanso suvokimui, vėliau – cheminiai sudėčiai tirti (Gossa *et al.* 2010). Lietuvoje daryti lizimetriniai tyrimai parodė, kad, priklausomai nuo nuogulų granulometrinės sudėties ir kritulių kiekio, išplaunama nuo 26,3 iki 52,8 kg/ha azoto (Romanovskaja 2001). Taip pat tyrimais nustatyta, kad azoto junginių taršos sklaida priklauso ir nuo paviršiaus reljefo. Didžiausia tarša fiksuota žemesnėse teritorijose (Rutkoviėnė *et al.* 2007), Didėjant molio dalelių kiekiui, azoto išplaunama mažiau (Pocienė ir Pocius 2005; Jonušienė ir Tyla 1999).

Ilgalaikiai tyrimai, atlikti Lietuvos žemdirbystės instituto Vokės filiale, rodo, kad intensyvūs mineralizacijos procesai lengvos granulometrinės sudėties nuogulose ir gausūs krituliai skatina mineralinio azoto išplovimą į gilesnius sluoksnius. Šio elemento vertikali migracija labai priklauso nuo augalinės dangos bei augalams tręšti naudojamų trąšų rūšių ir organinių trąšų irimo metu susidariusių azoto formų (Tripolskaja 2001). Nitratų koncentracija lizimetrų vandenyje labiausiai priklauso nuo išberto azoto trąšų kiekio, taip pat įstant žaliajai trąšai (Kryanova 2002; Kyllmar 2004).

Hidrologiniai, mineraloginiai, cheminiai, ištirpusių dujų bei izotopų duomenys buvo naudojami nustatant procesus, lemiančius migraciją bei nitratų jonų būseną žemės paviršiuje. Tyrimai buvo atliekami tokia tvarka: vandens mėginiai buvo imami žemės paviršiuje iš 0,3–3 m gylio. 3–5 taškuose mėginiai buvo imami viename gylyje ir 2–5 mėginiai buvo imami skersiniame pjūvyje. Atlikus tyrimą buvo gauti tokie rezultatai: keičiantis vandens kiekiui 0,28–34,7 m gylyje azoto kiekis baseinų paviršiuje suvaidino svarbų vaidmenį, leidžiantį denitrifikacijai sumažinti nitratų koncentracijas (Puckett *et al.* 2008). Atlikti tyrimai parodė, kad gruntinis vanduo upelio vandens nitratų koncentracijas padidino 5–11 %. Denitrifikacija buvo iš esmės nepriklausoma nuo nitrifikacijos, nes vandens srautai, tekantys žemyn, pernešė didžiausius nitratų kiekius. Tyrimais nustatyta, kad biotiniais perdirbimo potencialais pašalinta 75 % gruntinio vandens nitratų, tai rodo svarbų fotosintezės vaidmenį (Duff *et al.* 2008).

Pakrančių ekosistemos dėl savo unikalios padėties ir agrokultūrinio landšafato ir gebėjimo paveikti mitybos ciklus teoriškai gali sumažinti nitratų patekimą į paviršinius ir gruntinius vandenis. Tirti nitratų srautai, tekantys nuogulose horizontaliai nuo žemės ūkio augalų per nesuardytą daugelio rūšių žolėmis apaugusią pakrantės sritį. Dirvožemio horizontuose nitratų ir ištirpusio deguonies koncentracijos buvo žymiai aukštesnės pasėlių nei gretimose pakrantės zonoje. Autorių teigimu nitratų koncentracijos abiejuose pakrantės dirvožemio horizontuose pastoviai buvo 0,05 mg/l ar žemesnės, tuo tarpu pasėlių sistemoje koncent-

racijos kito nuo 1 iki 12 mg/l. Nustatyta, jog 6 m gylyje, pakrantės ir pasėlių sistemos sankirtoje, nitratų praktiškai neaptikta (Davis *et al.* 2007). Mokslininkai, tyrę denitrifikacijos aktyvumo greitį, nustatė, kad nitratai dažniausiai koreliavo su dirvožemio drėgme ir amonio koncentracijomis. Denitrifikacijos rodikliai, išmatuoti podirvyje, negalėjo paaiškinti tyrimų metu fiksuoto didžiulio nitratų sumažėjimo (Davis *et al.* 2008).

Tiriant biogeninių medžiagų ir pesticidų migracijos poveikį gruntinio vandens kokybei, buvo siekiama nustatyti hidrologinių parametrų skirtumus. Nustatyta, kad daugumos ištirpusių jonų, rastų gruntiniame vandenyje, pagrindinis šaltinis yra žemės ūkio chemikalai. Nitratų kiekio pokytis pirmiausia priklauso nuo mėšlo ir trąšų naudojimo bei sausų vietų, kur vandeningasis sluoksnis nuolat buvo sausinamas. Nitratų buvo rasta naujai susidariusiame gruntiniame vandenyje, tačiau drėgnuose horizontuose jie išnykdavo per tam tikrą laiką denitrifikacijos metu, kur buvo cheminių sąnašų ir geocheminės aplinkos skirtumų (Denver *et al.* 2009).

Kai dirvoje fosforo koncentracija būna labai menka, tai fosforas iš dirvožemio praktiškai neišplaunamas: maksimalus išplovimas iš molingų nuogulų siekia iki 0,5 kg/ha, o smėlio – iki 2 kg/ha. Fosforu negalima patręšti keleriems metams į priekį, nes (daugiau kaip du kartus daugiau už azoto normą) fosforo perteklius suaktyvina fosforo skaidymosi į augalams neprieinamas formas procesus. Vėliau fosforas tampa nejudriu dėl dirvožemio ir giliau esančių nuogulų biologinių ir cheminių procesų. Taigi iš šios zonos iki augalo šaknų fosforas juda difuzijos principu, kitaip tariant, labai lėtai (Tripolskaja ir Panamariovienė 1995). Teigiama, kad fosforas pasižymi tik horizontalia migracija. Vertikaliai jis gali judėti ne daugiau 7–8 cm, sudarydamas sunkiai tirpius geležies, aliuminio ir kalcio junginius. Be to, 90 % fosforo sulaikoma viršutiniame 1 cm dirvožemio sluoksnyje (Larsen *et al.* 2008; Gutauskas ir Šlepetienė 2002). Daugiausia fosforo iš dirvožemio netenkama su augaline produkcija (Gužys *et al.* 2004).

JAV mokslininkai nustatė, kad vandenyje tirpaus dirvožemio fosforo tiek pavasarį, tiek ir rudenį daugiausia buvo dirvožemio vandenyje iki 30 cm gylio. Įvairiose agrarinėse ekosistemose jo koncentracijos pavasarį variavo nuo 0,05 iki 0,10 mg/l, o rudenį – 0,05–0,15 mg/l ribose (Brye *et al.* 2002). Vykdyti lyginamojo pobūdžio maistinių medžiagų ir herbicidų migracijos proceso į upes tyrimai pateikė klimato, hidrologinės ir žemės ūkio valdymo praktikos įtaką cheminių medžiagų migracijai (Domagalski *et al.* 2008).

Ilgalaikiais lizimetriniais tyrimais buvo tirtas šiaudų ir bekrakio galvijų mėšlo arba šiaudų kraiko ir mineralinių trąšų poveikis cheminių elementų migracijai lengvos granuliometrinės sudėties sekliai nepasotintajame rudžemyje. Nustatyta, kad dirvožemyje, vykstant maisto medžiagų akumuliacijai dėl sisteminio tręšimo, keičiasi kai kurių cheminių elementų migracijos intensyvumas.

Labiausiai padidėja nitratų išplovimas. Fosforo išplovimo kiekiai tręštame mėšlu ar mėšlu ir mineralinėmis trąšomis dirvožemyje nekito (Tripolskaja 2001).

1.3. Upės baseino teritorinės struktūros įtaka biogeninių medžiagų nuotėkiui

Vandens telkinio biogeninių medžiagų balanso pagrindas – objektyviai gamtoje egzistuojantis vandens bei medžiagų prietakos ir nuotėkio santykis, per ilgą laikotarpį susiformavęs vandens telkinio baseine. Tam tikros biogeninės medžiagos balanso lygtis upės baseine užrašoma taip:

$$R = P \pm AC, \quad (1.1)$$

čia R – biogeninės medžiagos nuotėkis; P – biogeninės medžiagos prietaka su krituliais; AC – kritulių cheminės sudėties pasikeitimas upės baseine.

Antrasis (1.1) lygties narys priklauso nuo daugelio faktorių. Tai biotos faktoriai, erozija, defliacija, žmogaus ūkinė veikla ir kt. Daugelis balanso komponentų yra žinomi tik apytikriai. Antropogeninę biogeninių medžiagų balanso sudedamąją pakankamai tiksliai galima nustatyti tik koncentruotos taršos atveju (Nikanorov 1989). Pasklidusios žemės ūkio taršos indėlį į biogeninių medžiagų balansą daug sunkiau įvertinti. Prietaka su krituliais dažniausiai irgi susideda iš gamtinės ir antropogeninės dalių. Tačiau ir orientacinis atskirų balanso sudedamųjų dalių įvertinimas leidžia geriau suprasti vandens cheminės sudėties skirtumus.

Nevienalytės teritorijos biogeninių medžiagų balansą galima išreikšti kaip svertinį prietakos iš ją sudarančių dalių vidurkį. Aplinkos bioreguliacijoje dalyvaujančios organinės medžiagos upės baseine atitinka tam tikrus santykinai natūralių žemės naudmenų plotus. Jie turi atitikti lygtį:

$$R = d_o d_n F_n + d_a (F - F_n), \quad (1.2)$$

čia d_o – medžiagų balanso nesąryšis (Le-Šateljė ir Brauno kritinio nesąryšio principas); d_n , d_a – faktinis disbalansas atitinkamai santykinai natūraliose ir su kultūrintose žemės naudmenose; F – teritorijos (upės baseino) plotas; F_n – santykinai natūralių naudmenų plotas (F dalimis).

Nustačius normatyvinį disbalansą (pavz., V. Gorškovo metodu), iš (1.2) lygties galima apskaičiuoti mažiausią būtiną santykinai natūralių naudmenų plotą, galintį reguliuoti biogeninių medžiagų koncentracijas upės baseine:

$$F_n > \frac{F(d_a - d_0)}{(d_a - d_n)}. \quad (1.3)$$

Normatyvinį disbalansą galima nustatyti teoriškai (Teoretičeskije i obščije voprosy..., 1990), arba empiriškai – pagal produkcijos ir koncentracijų koreliacijas. Normatyvinis disbalansas turėtų būti gamtinio rajono charakteristika. Todėl sprendžiant žemės naudmenų normavimo uždavinius, galima teigti, kad biogeninių medžiagų disbalansas baseine (d) yra proporcingas upės vandenų užterštumui. Jeigu didžiausios leistinosios koncentracijos C_o yra proporcingos didžiausiam leistinajam disbalansui d_o (t. y., jei $C_o = k d_o$; čia k – proporcingumo koeficientas), tai (1.3) formulę galima perrašyti taip (Tiknius 1991):

$$F_n > \frac{F(C_a - C_0)}{(C_a - C_n)}, \quad (1.4)$$

čia C_n , C_a – biogeninių medžiagų koncentracijos vandenyje, mg/l, tekančiame iš natūralių ir dirbamų plotų.

Yra nedaug baseinų, kurių C_n ir C_a yra žinomi (matuojami pakankamai ilgą laiką), todėl normavimo uždaviniai sprendžiami pagal regresinius ryšius tarp žemės naudmenų ir analizuojamų biogeninių medžiagų koncentracijų. Biogeninių medžiagų balanso sudedamųjų dalių kaita parodo sudėtingą natūralių ir antropogeninių procesų sąveiką upės baseine. Kuo intensyvesnė ūkinė veikla upės baseine, tuo sunkiau įvertinti balanso komponentus. Balanso (ir disbalanso) pakitimų pobūdis išryškėja tik per daugiamečių laikotarpį.

Teritorine struktūra vadinama žemės naudmenų sudėtis ir jų tarpusavio išsidėstymas. Nevienalytiškumo bruožus upių baseinams suteikia natūralių ir socialinių komponentų skirtumai. Tačiau lemiamą reikšmę turi fiziniai-geografiniai skirtumai, nulemiantys ir žemės naudmenų pobūdį ir sklaidą. Žmogus ūkinėmis naudmenomis paverčia našiausias ir gamybai patogias žemes. Vandens cheminė sudėtis ir kokybė, savo ruožtu, integruoja įvairių žemės naudmenų ir naudojimo tipų sąveiką upės baseine. Žemėnaudų pakeitimas nebūtinai turi sukelti atitinkamus cheminių medžiagų išplovimo pakitimus. Pavyzdžiui, javams sėti pasirinktų dirvožemių charakteristikos yra istoriškai skirtingos, lyginant su kitomis žemėmis, ir šie skirtumai gali nulemti didesnius biogeninių medžiagų išplovimus netgi tų žemių nedirbant (Jordan *et al.* 1997).

Pauliukevičius ir Kenstavičius (1995) ištyrė, kad didėjant miškingumui, mažėja tam tikrų medžiagų, tame tarpe NO_3^- jonų koncentracijos. Nustačius koreliaciją tarp upės baseino miškingumo ir atskirų medžiagų jonų koncentracijų paaiškėjo, kad ji nėra glaudi ($r = 0,5-0,6$). Nustatytas glaudesnis ryšys tarp miš-

kingumo ir vandens drumstumo ($r = -0,81$). Atlikus eksperimentinius tyrimus, kurių metu ištirti biogeninių medžiagų išplovimai prieš ir po apželdinimo iki 30 % mišku, nustatyta, kad biogeninių medžiagų išplovimai sumažėjo daugiau negu 3 kartus.

Huber (2004) tyrė natūralaus miško išnykimo situaciją. Rezultatai: didžiausios nitratų koncentracijos upių vandenyje buvo po 5 metų, ir mažėjo 12 metų. Tai sietina su lėtai vykstančiais miško biomasės irimo procesais. Vietose, kur vyko augalų vegetacija, fiksuotos didesnės koncentracijos. Mažiausios koncentracijos fiksuotos pavasarį nutirpus sniegui, didžiausios – rudenį (Huber *et al.* 2004).

Žemės naudmenų išdėstymo upės baseine poveikis cheminiam nuotėkiui nagrinėtas miško želdinių optimalaus išdėstymo aspektu. Optimalus upių baseinų miškingumas turėtų būti nuo 20 iki 60 %, priklausomai nuo nuogulų tipo ir mechaninės sudėties. Smėliuose miškingumas turėtų siekti beveik 100 %. Nuotėkio reguliavimo tikslais miškingumą vidutinės klimato juostos upių baseinuose buvo siūloma diferencijuoti taip: aukštupyje – 40 %, vidurupyje – 20 %, žemupyje – ne mažiau kaip 10 %. Toks miškų išdėstymas labiausiai lėtina potvynius, mažina eroziją. Tačiau siekiant sumažinti cheminių medžiagų išplovimą, miškingumo pasiskirstymas upės baseine turėtų būti kitoks. Yra pabrėžiama buferinių zonų ir natūralių ekosistemų (ypač pelkių) prie pagrindinės upės vagos reikšmę biogeninių medžiagų sulaikymui (Snyder *et al.* 1998).

Lietuvoje miškų optimalaus išdėstymo principai remiasi dirvožemio erozijos, oro teršimo mažinimo, nuotėkio reguliavimo ir agrolandšafto struktūros gerinimo reikalavimais. Todėl želdinių plotai ir išdėstymas buvo optimizuojami pagal reljefo tipus, nuogulų granulometriją ir pačių želdinių taksacinius rodiklius. Atstumai tarp gretimų miško masių ir želdinių buvo optimizuojami pagal jų poveikį gretimoms atviroms teritorijoms. Miškų poveikio atstumas gretimoms teritorijoms mikroklimatiniu, gyvūnijos apsaugos ir žemės ūkio augalų derlingumo požiūriais nusakomas medžių aukščiais. Nustatyta, kad maksimalus teigiamas poveikis pasireiškia dešimties medžių aukščių atstume (apie 200–250 m). Vandens ir oro apsaugos požiūriais miško poveikis apibrėžiamas pagal tai, kiek vienas hektaras miško gali neutralizuoti teršalų (Pauliukevičius ir Kestavičius 1995).

Vandens kokybės palaikymo požiūriu naujų želdinių veisimo reikalavimai dažnai apsiriboja nurodymu sodinti želdinius vandens telkinių apsauginėse juostose. Upės baseino, kaip geosistemos, žemės naudmenų struktūros ir želdinių išdėstymo klausimai beveik neanalizuojami.

Bendresne prasme teritorinių struktūrų vertinimo klausimus nagrinėjo A. Tiknius. Jis nustatinėjo, kokie teritorinių struktūrų bruožai yra palankūs visiems biologinio ir socialinio vystymosi reiškiniams. Apibendrindamas struktūrų modeliavimo rezultatus kritinėse situacijose, A. Tiknius padarė išvadą, kad vys-

tymuisi palanki (organizuota) teritorinė struktūra pasižymi: 1) specifiniais (geometrinų charakteristikų ryšiais; 2) adekvatumu aplinkai ir 3) sugebėjimu filtruoti vystymuisi palankias sąveikas. Visas tris savybes galima išreikšti kiekybiniais rodikliais, kurie kartu parodo struktūrinę teritorijos organizaciją (Tiknius 1991, 1993).

Iš čia išplaukia, kad baseinai, kurių naudmenos sudaro ne padrikas, bet organizuotas teritorines struktūras, turėtų pasižymėti vystymuisi palankesniu vandens režimu (t. y. labiau subalansuota medžiagų apytaka, lyginant su tokio pat bendrojo ploto, bet padrikos sąrangos naudmenomis). Žmogus savo ūkinės veiklos metu keičia natūralią vystymosi procesų eigą, o kartu ir kraštovaizdžio struktūrą. Galimas dalykas, kad ten, kur žmogus įsiterpė į aplinką, neištumdamas kitų besivystančių struktūrų ir nepakeisdamas struktūrų organizacijos požymių, aplinka degradavo mažiau. Jeigu taip yra iš tikrųjų, tai turėtų parodyti ir upių vandens cheminė sudėtis. Pavyzdžiui, tuose upių baseinuose, kurių socialinės ir natūralios struktūros atitinka organizacijos požymius, yra koreliuotos, adekvачios vyraujantiems veiksniams, medžiagų apytaka turėtų būti geriau subalansuota negu baseinuose, kurių padrika, neadekvati vystymosi procesams teritorinė struktūra.

Žemės naudmenų išdėstymas teritoriniame planavime paprastai remiasi viena iš kraštotvarkos teorinių koncepcijų. P. Kavaliauskas pirmasis pritaikė Lietuvoje poliarizuotos kraštotvarkos principus, plėtodamas funkcinių teritorinių karkasų teoriją ir taikydamas ją praktikoje. Jo geoeologinės koncepcijos ir gamtinio karkaso realizavimo schema yra pagrįsta baseininio principu. Lietuvos didžiųjų upių takoskyros traktuojamos kaip gamtinio karkaso pagrindinės dalys (teritorinių ryšių ašys), o upių slėniai – kaip lokalūs migraciniai koridoriai ir vidinio stabilizavimo židiniai (Kavaliauskas ir Vaitkevičius 1990; Kavaliauskas 1992). Karkasų lokalizavimas ir jų charakteristikų pagrindimas yra aktualus teritorijų planavime ir projektavime. Viena iš kompensacinių karkaso funkcijų rajoniniame lygmenyje yra vandensauga. Šiame darbe vandensauginė kraštovaizdžio funkcija nagrinėjama detaliau, o šia prasme gautieji rezultatai gali pateikti naujų argumentų ir padėti geriau spręsti gamtinio karkaso lokalizavimo uždavinius vietiniame lygmenyje.

Užsienio šalių mokslininkai vandens kokybės kaitą analizuoja kompleksiskai įvertindami kartu antropogenines ir natūralias gamtines sąlygas. A. Grimvall, P. Stalnacke, A. Tonderski, išnagrinėję įvairių Europos šalių upių vandens kokybės kaitą, atsižvelgus į antropogeninės veiklos intensyvumo pokyčius, nustatė, kad mineralinio azoto kiekių, patenkančių į upių vandenį, sumažėjimas negali iš karto parodyti esamų pakitimų. Priešingai yra su fosfatais, kurių kiekį sumažinus, iš karto stebimas jų koncentracijos sumažėjimas vandenyje (Grimvallet *al.* 2000).

Užsienio šalių mokslininkai atliko daug įvairių tyrimų, susijusių su žemės ūkio veiklos įtakos vandens kokybei upelių baseinuose, fizinėmis-geografinėmis sąlygomis panašiuose Lietuvos upių baseinams (Hoyas *et al.* 1997, Jansons *et al.* 1998, Larsen *et al.* 1999, Pionke *et al.* 2000, Vagstad *et al.* 2000, Kyllmar *et al.* 2006). Biogeninių medžiagų apkrovos ištirtos 35 mažų upelių baseinuose įvairiose Baltijos jūros baseino valstybėse. Azoto apkrova kinta nuo 2 iki 75, o fosforo – nuo 0,1 iki 4,7 kg/ha per metus. Tyrimai (Vagstad *et al.* 2001) parodė, kad sunku nustatyti ryšį tarp vandens kokybės pokyčių upelyje ir skirtingų veiksnių jo baseine, veikiančių maistingųjų medžiagų išplovimą. Autoriai analizavo ryšį tarp upelio vandens kokybės ir žemės naudojimo baseine. Suprantama, kad didžiausią poveikį turi lokalūs veiksniai.

Švedų mokslininkai (Kyllmar *et al.* 2006) tvirtina, kad azoto išplovimą skatina švelnios žiemos, gausūs krituliai, smėliniai ir organiniai dirvožemiai, intensyvi gyvulininkystė ir augalininkystės sistemos ypatumai, kurių sėjomainoje mažai žalienu. Suomijos mokslininkų tyrimai mažų upelių baseinuose, kuriuose vyrauja dirbama žemė ir miškai (Vourenmaa *et al.* 2002), rodo, kad vandens kokybės pokyčiai atsiranda dėl nevienodo upelių nuotėkio, priklausančio nuo nuolat kintančių klimatinių elementų. Žemės ūkio struktūra vandens kokybės pokyčiams tokiose vietovėse daro mažesnę įtaką.

1.4. Lietuvos upių vandenų kokybės tyrimų apžvalga

Faktoriai, nulemiantys upių vandens cheminę sudėtį, skirstomi į tiesioginius ir netiesioginius. Tiesioginiai faktoriai (nuogulos, dirvožemiai, gyvieji organizmai, žmogaus veikla) tiekia į vandenį arba paima iš jo tirpius junginius. Netiesioginiai faktoriai sudaro sąlygas medžiagų sąveikoms su vandeniu. Tai klimatas, reljefas, vandens režimas, augalija, hidrologinės bei hidrodinaminės sąlygos ir kt.

Biota aktyviai dalyvauja visuose hidrocheminiuose procesuose, kritulių vandeniui judant upės baseino paviršiumi ir dirvožemyje. Jos poveikis chemiui nuotėkiui vertinamas įvairiai. Kai kurie biologai, geochemikai ir geografs įsitikinę, kad biota, paklusdama Le-Šateljė principui arba per grįžtamuosius ryšius, reguliuoja koncentracijas globaliniu mastu. Tokiu atveju cheminių medžiagų biologinė reguliacija upėse būtų tik maža globalinio mechanizmo dalis. Daug hidrochemikų biotą laiko eiliniu faktoriumi, pabrėždami jo visapusišką poveikį chemiui nuotėkiui. Tačiau visapusiškas bioreguliacinis biotos vaidmuo dar nėra įrodytas eksperimentais. Toks įrodymas būtų labai sunkus, nes reguliacijos mechanizmas susideda iš milijonų sąveikų. Dauguma autorių vis tik sutaria, teigdami, kad biogeninių medžiagų, ypač azoto ir fosforo, koncentracijos visiškai

priklauso nuo biocheminių ir biologinių procesų vandens telkiniuose ir jų baseinuose, taigi nuo biotos veiklos.

Publikacijose, skirtose hidrochemijai, nėra duomenų apie upės baseino žemės naudmenų sudėtį, kaip atskirą vandens cheminės sudėties formavimosi faktorių. Tačiau žemės naudmenų sudėtis parodo bendrą kelių faktorių (dirvožemio, augalijos, reljefo ir žmogaus ūkinės veiklos) poveikį. Todėl šio sudėtinio faktoriaus poveikį reikėtų vertinti atskirai. Tiriant biogeninių medžiagų režimą, dabar vis dažniau analizuojamos būtent upės baseinų žemės naudmenos (Jordan *et al.* 1997; Tufford ir McKellar 1998).

Lietuvoje didžiąją upių baseinų dalį apima žemės ūkio naudmenos. Atlikus tyrimus foninio tipo upių baseinuose, t. y. kai nevykdoma ūkinė veikla ir baseinuose, kur ji vykdoma, nustatyta, kad upių vandens užterštumas nitratiniais azotais baseinuose, kur vykdoma ūkinė veikla, gerokai didesnė nuo 1991 metų, nors trąšų sunaudojama nuo 5 iki 8 kartų mažiau nei 1989 m. (Šileika 1996). Tyrimų autorius tai sieja su prasidėjusia žemės ūkio reforma, kur buvo apleista dalis dirbamos žemės, netinkamai laikomas mėšlas bei srutos, mažesni šienaujamų pievų plotai. Iki 1991 metų gausiai tręstose žemėse susikaupė biogeninių medžiagų, kurias dar papildė augalų mineralizacija nederbamuose žemės plotuose ar suartose ganyklose bei pievose. Suprantama, kad tas biogenų perteklius pateko į upių vandenį tuo pablogindamas vandens kokybę. Vėlesniuose darbuose A. S. Šileika (1997) atliko detalesnę biogeninių medžiagų kiekių kaitos analizę 1986–1996 metų laikotarpiu, norėdamas išskirti laikotarpius ir upių grupes, kurios yra skirtingai teršiamos. Rezultatai parodė, kad kai kurių Lietuvos upių vandens tarša nitratiniais azotais per nagrinėjamą laikotarpį buvo labai padidėjusi. Analizuojamos upės buvo sugrupuotos pagal nitratus krūvių ir variacijos koeficientų dinamiką. Iš nagrinėtųjų upių buvo išskirtos švaresnės ir stabilesnės miškingų Pietryčių Lietuvos srities upės. Labiausiai teršiamos yra Vidurio ir Šiaurės Lietuvos bei Baltijos pajūrio upės.

Yra nustatyti cheminių elementų (N, P, K, Ca ir kt.) migracijos pokyčiai sistemingai tręšiant mėšlu velėninį jaurinį priesmėlio dirvožemį (Tripolskaja, Romanovskaja 2001). Rytų Lietuvoje per metus infiltruojasi vidutiniškai 28,7–35,9 % kritulių. Tyrimais nustatyta, kad netręšto dirvožemio vandens prasisunkia 2,5–7,2 % daugiau negu iš sistemingai tręšiamo mėšlu. Tręšimas mėšlu labai padidino nitratus išplovimą. Jų koncentracija tręšto dirvožemio infiltraciniame vandenyje padidėjo vidutiniškai 72,6–77,6 mg/l NO_3^- , o išplovimo nuostoliai – 31,7–41,2 kg/ha N-NO_3 , palyginti su netręštu dirvožemiu.

Kiti Lietuvos mokslininkai (Gaigalis, Račkauskaitė 2001) eksperimentiškai tyrė Lyženos L-1, Vardo ir Graisupio upelių baseinus. Tai mažų baseinų upės, jų plotai kinta nuo 1,66 iki 14,2 km², tačiau nagrinėjami baseinai būdingi įvairioms Lietuvos fizinėms-geografinėms sritims, juose galimas tik pasklidosios žemės ūkio taršos poveikis. Įrengtuose upelių vandens matavimo postuose buvo nuolat

nustatomi vandens debitai, o upelių bei kritulių vandens kokybė tiriama kiekvieną mėnesį. Be to, kasmet registruojamas žemės naudojimo pasikeitimai visoje baseinų teritorijoje. Šio tyrimo tikslas buvo nustatyti vandens taršą biogeninėmis medžiagomis iš žemės ūkyje naudojamų plotų baseinų, nustatyti nagrinėjamų medžiagų išplovimų ypatumus skirtingose Lietuvos fizinėse-geografinėse srityse įvairiu metų laiku. Gauti rezultatai parodė, kad daugiausia biogeninių medžiagų išplaunama pavasarį, kai vandens nuotėkis didelis. Tik vakarinėje Lietuvos dalyje daugiausia azoto ir fosforo išplaunama žiemą. Nustatyta, kad iš upelių baseinų per metus vidutiniškai išplaunama nuo 6,1 iki 14,4 kg/ha bendrojo azoto ir nuo 0,153 iki 0,382 kg/ha bendrojo fosforo. Panašus vidutinis azoto išplovimas buvo iš Graisupio ir Vardo baseinų, nes Vidurio Lietuvoje intensyvi žemės ūkio veikla, Rytų Lietuvos upės pasižymi dideliu nuotėkiu. Su krituliais į šių baseinų teritoriją patenka nuo 14 iki 18 kg/ha azoto ir nuo 0,61 iki 0,88 kg/ha fosforo.

Eksperimentiniais tyrimais buvo ištirtas Akmenos-Danės baseinas, kurio 45,3 % ploto naudojama žemės ūkio tikslams. Tyrimo tikslas buvo nustatyti išsklaidytosios taršos šaltinių įtaką Akmenos-Danės upės baseino vandens kokybei. Buvo įvertinti maistinių medžiagų, patenkančių iš įvairių vienodos paskirties žemės plotų, kiekiai, apskaičiuoti jų nuostoliai (Belous *et al.* 2003). Naudojant santykinės rizikos metodą nustatyta, kad didžiausi azoto ir fosforo išplovimai iš ariamosios žemės siekia atitinkamai 28,67 kgN/ha ir 1,965 kgP/ha. Atsižvelgus į pasklidosios taršos šaltinius galima teigti, kad per metus išplaunama 803,3 t azoto ir 95,8 t fosforo.

Įvertinus mineralinio azoto atsargas esant įvairaus intensyvumo sėjomainoms lengvo priemolio juodžemyje (Aksomaitienė ir Berankienė 2003a, Aksomaitienė *et al.* 2003), per 1997–2002 m. laikotarpį. Vidutinės mineralinio azoto atsargos dirvožemyje (0–60 cm sluoksnyje), taikant skirtingas sėjomainas, buvo panašios (51–59 kg/ha), tačiau jų variacija erdvėje ir laike gana didelė. Mineralinio azoto atsargos dirvožemyje iš esmės nulemiamos daugelio gamtinių ir žmogaus veiksnių. Nustačius koreliacinius ryšius tarp mineralinio azoto ir tręšimo, gauta, kad $r = 0,96$, tarp augalų produktyvumo – $r = 0,79$, lauko užimtumo koeficiento – $r = 0,38$ ir drenažo nuotėkio – $r = 0,58$. Drenažo nuotėkio dydis nepriklausė nuo ūkininkavimo būdo ir buvo nulemtas meteorologinių sąlygų bei dirvožemio hidrologinių savybių, tokių kaip filtracijos koeficientas, drėgmės inlumas.

Mineralinio azoto koncentracija drenažo vandenyje priklausė nuo augalų sėjomainos bei produktyvumo ir jį nulemiančių veiksnių. Mažiausia mineralinio azoto koncentracija gauta žolių sėjomainoje (9,6 mg/l), o taikant javų ir kaupiamųjų sėjomainų rotacijas padidėja 19 ir 36 %. Mažiausia gaunama, kai azoto balansas neigiamas arba šiek tiek teigiamas.

Siekiant sumažinti drenažo sistemose išplaunamų biogeninių medžiagų kiekius bei jų daromą poveikį aplinkai, Ramoška ir Morkūnas (2006) pasiūlė regu-

liuoti drenažo nuotėkį. Darbe jie nustatė, kad reguliuojant drenažo nuotėkį, sumažėja nitratų azoto koncentracijos į atvirus vandens tekinius, tačiau tam reikia apibrėžti priemonės taikymo sritį, parametrus ir vykdyti tvenkiamo drenažo monitoringą, reguliuojant nuotėkį. Nitratų azoto koncentracijos drenažo nuotėkyje priklauso nuo meteorologinių sąlygų ir ploto užimtumo.

Ištirta (Berankienė ir Narvidas 2003) metinė amonio azoto kaita Šušvės upės žemupyje 1992–2002 m. laikotarpiu. Nustatyta, kad pagal užterštumą upė žemupyje švari, t. y. iš 132 matavimų tik 7 atvejais koncentracija buvo didesnė už DLK. Didžiausia amonio azoto koncentracija siekė 0,80 mg/l. Metinė azoto koncentracijos kaita nepriklauso nei nuo sezono, nei nuo meteorologinių sąlygų, nei nuo vandens kiekio upėje. Pagal užterštumą išskirti du laikotarpiai: didesnės (1992–1997 m.) ir mažesnės (1998–2002 m.) taršos. Pirmuoju laikotarpiu vidutinė metinė koncentracija siekė 0,294 mgN/l, antruoju – 0,052 mgN/l.

Vidutiniškai per 1992–2002 m. laikotarpį iš Šušvės baseino išplaunama 32,7 t/m., arba 2,8 t/mėn. amonio azoto. Didžiausia apkrova (82,5 t/m.) nustatyta 1994 m., o mažiausia – 2000 m. (2,6 t/m.). Lyginant didesnės ir mažesnės taršos laikotarpius gauta, kad antruoju laikotarpiu amonio azoto apkrova sumažėjo 3,4 karto. Atlikus amonio azoto apkrovos kaitos analizę, nustatyta vyraujanti sezoniškumo tendencija – didžiausi kiekiai išplaunami kovą ir balandį (41,8 %), mažiausi – liepą, rugpjūtį ir rugsėjį (4,3 % metinio kiekio). Metiniai amonio azoto kiekio svyravimai upėje išlieka tiek sausais, tiek vandeningais metais. Gauta apkrovos amonio azotu priklausomybė nuo upės debito: didesnės taršos laikotarpiui koreliacijos koeficientas lygus 0,81, mažesnės – 0,68.

Ištyrus Šušvės upę per ilgesnį laikotarpį (1960–2001 metus), R. Aksomaitienė ir L. Berankienė (2003b) atkreipia dėmesį į nagrinėjamo laikotarpio landšafto pokyčius bei žemės ūkio veiklos intensyvumą. 1960–1965 m. mineralinio azoto koncentracija Šušvės vandenyje buvo 0,5 mg/l, fosfatų – 0,015 mg/l. Autorės šias koncentracijas pasirinko foninėmis. 1992–1993 m. vidutinė azoto koncentracija buvo padidėjusi 10 kartų, fosfatų – 2,7 karto – atitinkamai 5,2 mg/l ir 0,04 mg/l. Paskutiniaisiais nagrinėjamo laikotarpio metais biogeninių medžiagų koncentracijų dydžiai mažėja. Išplaunami metiniai biogeninių medžiagų kiekiai, priklausantys nuo jų koncentracijos ir upės nuotėkio (metų vandeningumo), tiriamauoju laikotarpiu (1992–2001) buvo nedideli: bendrojo azoto – vidutiniškai 9,3, bendrojo fosforo – 0,11 kg/ha, mineralinio azoto ir fosforo – atitinkamai 6,9 ir 0,06 kg/ha. Išplaunami azoto ir fosforo kiekiai sudaro tik nedidelę dalį (0,2 ir 0,7 %) bendros taršos, kuri patenka į baseiną per metus kaip visos žemės ūkio veiklos rezultatas.

Taip pat bandyta ieškoti priklausomybės tarp didžiausių taršos šaltinių (mineralinių trąšų, gyvulių skaičiaus) ir upės vandens kaitos biogeninių medžiagų atžvilgiu. Taršos poveikis azoto kiekio padidėjimui ar sumažėjimui upės vandenyje nebūna staigus (išskyrus avarinius atvejus). Kad įvyktų didesni hidroche-

miniai pokyčiai, nuo taršos upės vandenyje padidėjimo turi praeiti 8–10 metų. Tai paaiškinama azoto apykaitos agroekosistemoje bei vandenyje ypatumais, dirvožemio buferiškumu, klimatinėmis sąlygomis, savaiminiu apsivalymu ir geosistemos pasipriešinimu taršai.

A. S. Šileika su kolegomis (2000) išanalizavo ilgalaikių (40 metų) fosfatų koncentracijų ir nuotėkio stebėjimų Nevėžio upėje duomenis. Remiantis įvairių matavimo laikotarpių ir vietų duomenimis, nustatyti foninės, žemės ūkio ir miestų (Panevėžio bei Kėdainių) taršos mastai ir ypatumai. Fosfatų į Nevėžį daugiausia patenka iš Kėdainių (62 %) ir Panevėžio miestų (27 %), o žemės ūkio tarša sudaro vidutiniškai tik 6 %, foninė – 5 %. Didesnis žemės ūkio poveikis buvo tik 1979–1991 m., kai fosfatų nuotėkis siekė 7–22 kg/km² metus ir sudarė 13 % (1988 m.) bei 33 % (1984 m.) viso kiekio. Toks fosfatų padidėjimas upėje sutapo su intensyvaus žemių melioravimo laikotarpiu, kai buvo intensyvinamas žemės ūkis. Nustatyta, kad nuo 1990 m. fosfatų nuotėkis pradėjo smarkiai mažėti, nors melioruotų žemių plotas buvo pastovus. Fosfatų kiekis upės vandenyje siejasi su gyvulių skaičiumi baseine, mat nuo 1990 m., pradėjus mažėti gyvulių skaičiui, fosfatų upėje taip pat sumažėjo. Pastaruoju metu Nevėžio upės tarša fosfatais iš žemės ūkio sudaro tik 2 % visos taršos. Upėje vyksta ir savaiminis vandens apsivalymas: atkarpoje nuo Panevėžio iki žiočių fosfatų kiekis sumažėja 46 %, tačiau žiotyse upės vanduo tebėra pavojingai užterštas fosfatais. Metinė fosfatų koncentracija siekia 0,50 mgP/l.

H. Pauliukevičius (1998, 1999, 2000), išnagrinėjęs žemės naudmenų struktūros poveikį biogeninių medžiagų vidutinėms metinėms koncentracijoms, teigia, kad žemės ūkio naudmenų dalis ir žemės ūkio naudmenų našumo bendras poveikis mažuose upių baseinuose iki 80 % nulemia vidutinių metinių biogeninių medžiagų koncentracijos kaitą. Buvo nustatyta priklausomybė tarp žemės naudmenų plotų upės baseine ir azoto bei fosforo koncentracijų, kurios mažiausios yra ariamose žemėse, o didžiausios – pievose bei ganyklose.

1.5. Vandens kokybės modeliavimo programų apžvalga

Sukūrus pirmuosius kompiuterius prasidėjo gamtinių procesų modeliavimas, o intensyviai tobulėjant informacinėms technologijoms šių procesų modeliavimo praktika tapo ypač turtinga. Idėja modeliuoti gamtinius procesus kilo nagrinėjant ryšius tarp atskirų gamtinių sistemų komponentų ir elementų. Gamtoje vykstančių procesų matematinis modeliavimas – tai gamtos objekte vykstančių procesų aproksimuotas aprašymas, padedantis imituoti, tirti ir analizuoti gamtoje vykstančius reiškinius (Tilickis 1993). Kokybinis ekosistemos būvio įvertinimas bei jo kitimai aprašomi naudojant matematinės tų procesų išraiškas.

Naudojant vandens ekosistemas aprašančias modeliavimo programas, nustatomi priežasties – pasekmės ryšiai, sąlygojantys vandens telkinyje vykstančius pokyčius. Žinant šiuos ryšius galima sudaryti įvairius vandens kokybės gerinimo ir valdymo planus (Ruminaitė 2010).

Modeliavimo programos, sukurtos aplinkos tyrimams, būna įvairios paskirties ir sudėtingumo – nuo aprašomojo iki tiksliojo modeliavimo. Aprašomosios modeliavimo programoms reikia mažiausiai pradinių duomenų. Jos tinka modeliuoti didžiausias teršimo sąlygas. Kalibruoti ir verifikuoti tikslias modeliavimo programas reikia daug pradinių duomenų. Tai leidžia įvertinti platesnį sąlygų spektrą ir gauti tikslesnius rezultatus.

Paviršinių vandens telkinių vandens kokybei tirti naudojami vandens telkinio ir baseininės modeliavimo programos, kurios savo ruožtu gali būti skirstomi pagal tiriamą objektą (upės, ežerai). Upės baseino vandens kokybės valdymo modeliavimo programos, priklausomai kaip aprašytas poveikio ir pasekmės ryšys, skirstomi į pusiau empirines konceptualiąsias ir fizikines dinamines modeliavimo programas. Empirinės (AGNPS, FYRIS, MIKE BASIN, MONERIS, MESAW), naudojančios empirines ar statistines fizinio pagrindo arba koeficientais nusakančias ryšio funkcijas, programų galimybės aprašyti vandens ir cheminių medžiagų migraciją ir kaitos procesus nuogulose, požeminiame ar paviršiniame vandenyje ribotos, ir jos yra naudotinos principinėms vandens kokybės valdymo problemoms spęsti (Hansson *et al.* 2006, 2008; Euroharp 2003; Heinen 2006). Fizikinėse dinaminėse modeliavimo programose gamtiniai procesai, atsižvelgiant į pagrindinius fizikos dėsnius, aprašomi diferencialinėmis lygtimis. Šioms programoms reikia daug specifinių pradinių duomenų, todėl jos naudojamos upių baseinus padalinus homogeniniais segmentais, pasižyminčiais vienos antropogeninėmis apkrovomis (pvz.: žemėnauda, tręšimas), geomorfologinėmis, hidrologinėmis ar hidrogeologinėmis sąlygomis. Vėliau atskiri segmentai modeliuojami atskirai. Dažnai azoto ir fosforo išplovimas ir dirvožemio modeliuojamas imituojant atskirai vandens (infiltraciją ir paviršinių) nuotėkį ir atskirų cheminių medžiagų migraciją. Taip modeliuojant galima naudoti nedidelius (para) laiko žingsnius. ANIMO, DAISY, CREAMS, ICECREAMS, EPIC, SOIL-N/SOILNDB, SWAT modeliavimo programos pritaikytos imituoti procesus, vykstančius dirvožemyje (Šmitienė 2008; Heinen 2006; Johnsson *et al.* 2002). Kitos fizikinės dinaminės modeliavimo programos imituoja maistinių medžiagų patekimą į gruntinius vandenį bei paviršinius vandens telkinius, todėl taikomos ir didesniuose upių baseinuose (pvz. N-CAT, SWAT, TRK) (Euroharp 2003). Šių programų naudojimas padeda suvokti procesų vyksmą gamtoje. Jos dažniausiai naudojamos mokslinėse analizėse vertinant žemės dirbimo, sėjomainų ir tręšimo poveikį paviršinių ir gruntinių vandenų kokybei (Šileika 2011).

Daugiausia modeliavimo programų, skirtų nagrinėti hidrologinius procesus, sudarė Skandinavijos ir JAV mokslininkai. Šios modeliavimo programos yra aprobuotos ir plačiai naudojamos įvairiose šalyse. Tokiu būdu išsirutuliojo dvi skirtingos matematinio modeliavimo kryptys: amerikietiškoji ir europietiškoji. Esminis šių modeliavimo kryptų skirtumas yra tas, kad amerikietiškos modeliavimo programos dažniausiai sprendžia gamtinius-techninius klausimus. Didžioji dalis modeliavimo programų skirta žemės ūkio problemoms spręsti: erozijai, sausroms, derlingumui prognozuoti. Amerikietiškojai modeliavimo kryptčiai būdinga tai, kad sprendžia gamtinės aplinkos valdymo ir optimizacijos klausimus (Nolan *et al.* 2010). Europietiška modeliavimo krypties modeliavimo programos yra orientuotos į mokslą, o ne į praktiką. Europietiškosios modeliavimo programos išsamiai ir nuosekliai analizuoja pačią geosistemą ir joje vykstančius procesus.

Europos šalyse naudojamos įvairių tipų ir paskirties modeliavimo programos: Norvegijoje – QUAL2E, RICE, HABITAT ir daug kitų; Prancūzijoje – LAWA; Belgijoje – SENTWA, SIMCAT. Tuo tarpu Austrijoje, Šveicarijoje ir Vokietijoje modeliavimo programos kuriamos specialiai atsižvelgiant į konkrečios šalies fizines-geografines sąlygas. Dažniausiai naudojamos ir plačiausiai žinomos yra ATV-DVWk-Gewässergütemodell, LAWA, NONERIS, N-Balanz (Hansson *et al.* 2008; Gebel 2001). Modeliuojant šiomis programomis yra kuriami biogeninių medžiagų koncentracijų ir kiekių kaitos scenarijai, imituojant skirtingus pasklidosios ir sutelktosios taršos šaltinius.

H.W. Streeter ir E.B. Phelps 1925 m. tyrimai, kai buvo matematiškai aprašyti oksidacijos ir reaeracijos procesai ir bandyta matematiškai įvertinti taršą iš koncentruotų taršos šaltinių (Streeter-Phelps lygtis), leidžia juos laikyti matematinio upių vandens kokybės modeliavimo pradininkais (Chapra 1996). Atsiradus tobulesnei kompiuterinei technikai, sugebančiai apdoroti didelius duomenų srautus, Streeter-Phelps lygties pagrindu buvo kuriamos naujesnės modeliavimo programos, įvertinančios fotosintezės, nitrifikacijos ir t.t. procesus (Thomann 1980). Įvairūs nuotekų ir nuotekas priimančių vandens telkinių susimaišymo uždaviniai nagrinėjami Streeter-Phelps lygties pagrindu įvairių mokslininkų (Chapra 1996; Chapra ir Wilcock 2000; Thomann ir Muller 1987) darbuose. Lietuvoje Streeter-Phelps lygtį pritaikė R. Daubaras (1968), nagrinėdamas Vilniaus miesto nutekamųjų vandenų įtaką Nerio vandens kokybei. Savo darbe jis įvertino susimaišymo procesus ir upės vagos savaiminio apsivalymo galimybes.

1971 metais F. D. Masch sukurta ištirpusio deguonies koncentracijų, organinių ir biogeninių medžiagų kitimo, dumblių kiekių, visiško vandens susimaišymo procesų upių vandenyje modeliavimo programa QUAL-I, išplėtotą sukuriant kelias šio modelio modifikacijas QUAL-II, QUA2E, QUAL-W2, o taip pat sukurta nemažai ir kitų upės vandens kokybės modelių, pavyzdžiui, RIBAM, TOMCAT, SIMCAT, MIKE-11 ir kt. (Heinen 2006).

Daug pasaulyje sukurtų modeliavimo programų, yra įvertinamos ir Lietuvos mokslininkų. Įvairius gamtinius procesus nagrinėjančios modeliavimo programos, priimtinos Lietuvos fiziniams-geografinėms sąlygomis yra adaptuotos ir naudojamos Lietuvoje. CREAMS (A Field Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), EPIC, WEPP, SWRRBWQ modeliavimo programomis, kurios skirtos pasklidajai žemės ūkio taršai nustatyti, A. Dumbrasakas, A. Povilaitis, J. Ruseckas, R. Tumas analizavo bendro nuotėkio, dirvožemio erozijos ir biogeninių medžiagų (N ir P) nuoplovos ir išplovos dėsningumus įvairiuose žemės ūkio rajonuose (Povilaitis 2000; Ruseckas 1999). AGNPS (Agricultural Non-Point Source), viena paprastesnių, nereikalaujančių didelio pradinių duomenų kiekio, bet kartu ir patenkinamu tikslumu atitinkanti tikrovę, ir tuo labai išpopuliarėjusi pasaulyje modeliavimo programa. Ja prognozuojama dirvų erozija bei maisto medžiagų išnešimas iš agrarinių baseinų realių arba hipotetinių potvynių metu (Pauliukevičius 1999; Šileika 1996; Pauliukevičius 2007). B. Gailiušis ir J. Kriaučiūnienė (1999), tirdami Klaipėdos uosto plėtos įtaką Klaipėdos sąsiauriui ir Kuršių marioms, naudojo MIKE modeliavimo programą, kuri skirta sausumos paviršinių (upių, kanalų, rezervuarų, estuarijų) vandenų, pakrančių vandenų, jūrinių hidrodinaminių ir pakrančių kintinių procesų, hidrologinių ciklų, gruntinio vandens kokybės, sedimentų transporto įvairiose aplinkose modeliavimui bei inžineriniams skaičiavimams, susijusiems su upių vagų transformacija ir t.t.

Modeliuoti Nevėžio ir Nemuno baseinai ir jiems yra sukurtos specializuotos modeliavimo programos (Staniškis ir Vincevičienė 1998; Vincevičienė *et al.* 1998; Vincevičienė ir Jelisejevienė 1999). Lietuvos hidroekologinių sistemų funkcionavimo sąlygas sisteminės analizės metodais, panaudodamas daugiamatės statistines modeliavimo programas, tyrė B. Tilickis (1993).

Pirmosios upių baseinų modeliavimo programos buvo skirtos nuotėkiui skaičiuoti ir prognozuoti. Tobulėjant modeliavimo programoms, didėjant ir gilėjant ekologinėms problemoms, iškilo būtinybė kompleksiskai įvertinti ir prognozuoti ūkinės veiklos padarinius upių baseinuose. Todėl naujesnės programų versijos buvo kuriamos plėtojant vandens kokybės pasikeitimų modeliavimo dalis. Iš to išsirutuliojo modeliavimo programos, analizuojančios vandens ir nešmenų nuotėkio susidarymą, teršalų išplovimą iš nedidelių plotų, laukų ir šlaitų, t. y. iš atskirų elementų, iš kurių gali būti sudarytas upės baseinas. Labiausiai žinomos ARM (Agricultural Runoff Model) ir CREAMS (Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) modeliavimo programos. CREAMS programa pasaulyje plačiai paplito dėl savo santykinio paprastumo ir realių sąlygų atitikimo. Dabar kai kurie šios programos dalys yra įtraukiamos į kitus modelius arba tampa naujų modeliavimo programų pagrindu.

Tokios modeliavimo programos, kaip EPIC (Erosion/Productivity Impact Calculator), ANSWERS (Aerial Nonpoint Source Watershed Environmental

Respons Simulation), SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) yra skirtos modeliavimui mažuose upių baseinuose, reikalauja labai daug pradinio duomenų ir viršijo tuolaikių personalinių kompiuterių galimybes (Šileika 1997). Empirinės modeliavimo programos, taikytos Nevėžio, Mūšos upių baseinams FYRIS (Šileika 2007; Ruminaitė *et al.* 2009) ir Merkio upės baseino MESAW (Povilaitis 2008), parodė, kad yra paprastos, bet patikimos priemonės optimaliai prognozuojant kelias komponentes naudojant turimus monitoringo duomenis.

1.6. Mokslo darbų apžvalgos išvados ir darbo uždavinių formulavimas

1. Dirvožemio, o tuo labiau dirvodarinių nuogulų, tarša pastebima gerokai vėliau negu vandens, be to, dėl nuogulų sorbcinių ypatybių, jo savybių ar sudėties pokyčiai gali pasireikšti ne iš karto.
2. Lietuvos ir užsienio mokslininkai konstatuoja, kad tarša biogeninėmis medžiagomis dėl žemės ūkio veiklos sudaro didžiąją pasklidosios taršos dalį. Nitratus pasisavina augalai, bet sulėtėjus jų augimui, daug nitratų išplaunama į gruntinius vandenį ir patenka į upes. Nitrifikacijos procesas lėtėja mažėjant nuogulų pH, žemėjant temperatūrai. Todėl tarša intensyvesnė rudens – pavasario laikotarpiais.
3. Nitratų patekimas į vandenį priklauso nuo topografinės aplinkos, meteorologinių sąlygų bei vandens telkinių ypatumų. Paviršinis nuotėkis dažniausiai susijamas su lokalia tarša. Nitratų difuzinės migracijos nejudintos struktūros dirvožemio monolituose tyrimai patvirtino nuogulų drėgmės įtaką nitratų sklaidai. Matematinės statistinės analizės rezultatai parodė, kad gruntinio vandens taršai nitratais įtakos turi nuogulų granulimetrinė sudėtis, drėgmė, krituliai, hidrogeologinės sąlygos, gruntinio vandens slūgsojimo gylis, aeracijos zonos storis, dirvožemio tirpale esantis nitratų kiekis, žemės dirbimas.
4. Tyrimais įrodyta, kad augalai sunaudoja daug vandens kartu su jame ištirpusiomis biogeninėmis medžiagomis. Jei po ilgalaikio lietaus dalis vandens su nitratais patenka ir į gilesnius nuogulų sluoksnius, vėliau esant sausringam periodui, nuogulų kapiliarais jis vėl pakyla į augalų šaknimis perpintą sluoksnį. Kartu su vandeniu sugrįžta ir jame ištirpę nitratai bei kitos medžiagos, kurios toliau yra augalų naudojamos. Tik sustojus augalų vegetacijai ir sulėtėjus vandens garavimui, vanduo su jame ištirpusiomis medžiagomis gali patekti į gilesnius nuogulų sluoksnius, gruntinį, o vėliau ir paviršinį vandenį.
5. Fosforas telkiasi ne atmosferoje, o vandenyje ir nuosėdinėse uolienose. Dėl to fosforo išplovimas į pasaulinį vandenyną globaliniu mastu beveik nekompensuojamas, o jo apytaka ne tokia uždara. Dėl žmogaus ūkinės veiklos toks

- fosforo disbalansas nuogulose vis labiau didėja. Augalai fosforą pasisavina dygimo metu, vėliau pasisavinimas sumažėja iki dešimties kartų.
6. Mokslininkai savo darbuose teigia, kad iš esmės yra neįmanoma auginti žemės ūkio produktų be trąšų, kurios daugiau ar mažiau įtakoja biogeninių medžiagų išplovimą į gruntinius ir paviršinius vandenis. Daugiau dėmesio skiriant aplinkos kokybei, ypač didėjančiai vandenų taršai fosforo junginiais ir nitratais, rekomenduojama taikyti tokią tręšimo sistemą, kad augalai gautų pakankamai maisto medžiagų ir nebūtų teršiama gamta.
 7. Teritorinės struktūros tyrimai parodė žemėnaudų poveikį cheminių medžiagų išplovimams. Nustatyta, kad miškai azoto ir fosforo išplovimus sumažina. Vandens kokybės palaikymo požiūriu naujų želdinių veisimo reikalavimai dažnai apsiriboja nurodymu sodinti želdinius vandens telkinių apsauginėse juostose. Upės baseino, kaip geosistemos, žemės naudmenų struktūros ir želdinių išdėstymo klausimai beveik neanalizuojami. Miškų nykimas biogeninių medžiagų išplovimus didina dešimtis kartų.
 8. Modeliuojant biogeninių medžiagų balansą matematinėmis formulėmis, kyla sudedamųjų dalių kaitos problema, kuri parodo sudėtingą natūralių ir antropogeninių procesų sąveiką upės baseine. Kuo įvairesnė nuogulų mozaika ir intensyvesnė bei įvairesnė ūkinė veikla upės baseine, tuo sunkiau įvertinti balanso komponentus. Balanso (ir disbalanso) pakitimų pobūdis išryškėja tik per daugiametį laikotarpį, todėl parinkta tinkama modeliavimo programa leidžia atlikti optimalią pokyčių prognozę.

Apžvelgus užsienio ir Lietuvos mokslininkų darbus pasigendama tyrimų, kompleksiskai analizuojančių biogeninių medžiagų migracijos ypatybes skirtingų nuogulų aeracijos zonose, upės baseino nuogulų sudėtį, kaip atskirą upių vandens cheminės sudėties formavimosi faktorių. Nuspręsta upių pakrančių nuogulų įtakos upių vandens kokybei įvertinimą atlikti tiriant vyraujančių nuogulų Lietuvos upių baseinus, esančius skirtinguose hidrologinėse srityse. Šiuo principu atlikti tyrimai suteiktų galimybę darbo rezultatus taikyti bet kuriame analogiškų gamtinių sąlygų baseine. Šiam įvertinimui atlikti pasitelkiami ne tik analitiniai tyrimai, matematinis modeliavimas, bet ir natūriniai, eksperimentiniai tyrimai, kurių pagrindu galima įvertinti biogeninių medžiagų koncentracijų kaitą upių pakrančių skirtingų nuogulų aeracinėse zonose ir jos įtaką upių vandens kokybei.

Pakrančių nuogulų įtakos upių vandens kokybei tyrimų metodika

Skyriuje pateiktos tyrimo objekto charakteristikos, pateiktos analitinių, natūrinių ir eksperimentinių tyrimų, matematinio modeliavimo metodikos.

Skyriaus tematika paskepta 11 autoriaus su bendraautoriais straipsnių (Litvinaitis ir Šaulys 2012; Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė *et al.* 2011; Litvinaitis ir Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2011; Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė ir Litvinaitis 2010; Litvinaitis ir Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2012; Litvinaitis 2012; Litvinaitis ir Šaulys 2011a; Litvinaitis ir Česnulevičius 2011; Litvinaitis ir Šaulys 2011b; Litvinaitis *et al.* 2010; Litvinaitis 2010).

2.1. Tyrimo objekto charakteristikos

Tyrimams pasirinkti 6 tipingų nuogulų upių baseinai, esantys skirtingose Lietuvos hidrologinėse srityse. 2.1 paveiksle parodyti nagrinėjamų upių baseinai, o 2.1 lentelėje pateiktos jų charakteristikos.

2.1 pav. Nagrinėjamų upių baseinai
Fig 2.1 Analyzed river catchments

2.1 lentelė Nagrinėjamų upių baseinų charakteristikos (Gailiusis *et al.* 2001)**Table 2.1.** Issue in river catchment characteristics (Gailiusis *et al.* 2001)

		Upės pavadinimas					
		Ūla	Žeimena	Akmena-Danė	Lėvuo	Šešuois	Verknė
Nuogulų grupė		smėlis		priemolis		molis	
Upės ilgis, km		84,4	79,6	62,5	140,1	101,7	77,1
Baseino plotas, km ²		752,9	2793,0	580,2	1628,8	1915,7	727,5
Vandens mėginių ėmimo vieta, LHMT		ties Zervynomis	žemiau Pabradės	ties Tūbauriais	žemiau Kupiškio	ties Skirgailiais	ties Verbyliškėmis
Baseino plotas iki vandens mėginių ėmimo vietos, km ²		679	2580	196	307	1880	694
Hidrologinių ir hidrocheminių stebėjimų stoties atstumas nuo žiočių, km		20,0	19,0	41,0	107,0	0,4	13,7
Hidrologinių stebėjimų laikotarpis		1960–2011 ¹					
Hidrocheminių stebėjimų laikotarpis		1974–2011 ¹					
Nuotėkio norma	debitas m ³ /s	4,94	21,2	2,56	1,76	15,4	4,98
	nuotėkio aukštis, mm	230	275	411	183	259	227
	metinis nuotėkio modulis, l/(s km ²)	7,3	8,73	13,0	5,8	8,2	7,2
Daugiametis kritulių kiekis, mm		760	730	900	670	800	700

¹ – laikotarpiai, naudoti disertaciniame darbe

Lietuvos teritorija hidrologiniu požiūriu yra įvairi. Pietryčių Lietuvos hidrologinė sritis apima Baltijos ežeringas morenines aukštumas, smėlingas zandrines lygumas ir dalį priešpaskutinio apledėjimo erozinių moreninių aukštumų (Medininkų ir Švenčionių aukštumos) bei moreninių plynaukščių (Eišiškių plynaukštė). Ši Lietuvos dalis dėl rupesnių nuogulų, didesnių miškų ir pelkių plotų bei ežerų skaičiaus išsiskiria geromis nuotėkio natūralaus reguliavimo sąlygomis. Upių minimalų nuotėkį lemia gausūs požeminio vandens ištekliai. Pietryčių Lietuvos hidrologinės srities upių tinklas palyginus retas – 0,75 km/km². Vidutinis daugiametis kritulių kiekis siekia 700–750 mm. Pietryčių Lietuvos srityje pasirinkti 3 upių baseinai, kuriuose vyrauja smėlio (Ūlos ir Žeimenos) bei molio (Verknė) nuogulos. Be to, juose skiriasi žmogaus ūkinės veiklos pobūdis ir intensyvumas.

Vidurio Lietuvos hidrologinės srities paviršius lygus, todėl vyrauja nedideli upių vagų nuolydžiai (apie 0,05–0,1 %), o baseinuose paplitusios smulkiagrūdės

priemolio ir molio nuogulos. Vidutinis daugiametis kritulių kiekis siekia 600–740 mm. Vidurio Lietuvoje išplėtotą žemdirbystę, lemianti pasklidą vandens tėkmių taršą. Šioje hidrologinėje srityje tirta Lėvens upė, kurios baseine vyrauja priemolingos nuogulos.

Žemaičių aukštumai būdingas didelis kritulių kiekis (daugiau kaip 800 mm), didelė vertikali ir horizontali reljefo sąskaida bei vyraujančios molingos ir priemolingos nuogulos. Žemaičių aukštumos hidrologinėje srityje tirtas Šešuvio baseinas, kuriame paplitusios molingos limnoglacialinės kilmės nuogulos.

Baltijos pajūrio hidrologinėi sričiai būdingas aplygintas paviršius, gausus kritulių kiekis bei vyraujančios priemolingos nuogulos. Tyrimui pasirinktas priemolingas Akmenos-Danės baseinas.

2.2. Analitinių tyrimų metodikos

Kompleksinei analizei atlikti buvo sudarytos tiriamų upių baseinų daugiametinių meteorologinių, hidrologinių, paviršinio ir gruntinio vandenų cheminių parametrų duomenų bazės. Jų sudarymui naudotos aerofotonuotaukos, litologiniai, geomorfologiniai, žemėnaudų, hidrografiniai žemėlapiai bei skaitmeninės duomenų bazės (KDB10LT). Įvertinta upių vandeningumo bei biogeninių medžiagų koncentracijų kaita ir kaitos priklausomybės. Kaitos tendencijos ir priklausomybės nustatytos statistiniais metodais bei taikant matematinį modeliavimą.

2.2.1. Upės baseino kvartero nuogulų tipų nustatymo ir nuogulų baseinuose sklaidos įvertinimo metodika

Baseinų kvartero nuogulų struktūra ir sklaida vertinta naudojant GIS bei teminius žemėlapius:

- Informacinė sistema „Geolis“ (Lietuvos geologijos tarnyba):
 - Geomorfologinis žemėlapis M 1:50 000;
 - Kvartero geologinis žemėlapis M 1:50 000;
 - Lietuvos pelkių ir durpynų žemėlapis M 1:50 000.
- Lietuvos upių žemėlapis M 1:50000;
- Lietuvos CORINE žemės dangos GIS duomenų bazė M 1:100 000.

Pagal nuogulų sudėtį, vertinant filtracijos koeficientus (2.2 lentelė), išskirtos trys nuogulų klasės: 1) smėlis, 2) priemolis-priesmėlis (toliau – priemolis), 3) molis. Puvenai ir durpėms taikyti pamatinių mineralinių nuogulų filtracijos koeficientai.

2.2 lentelė. Filtracijos koeficientai įvairių nuogulų tipams (Juodkazis 1992)

Table 2.2. Filtration rates of various types of sediments (Juodkazis 1992)

Nuogulos	Filtracijos koeficientas, m/d
Smėlis	5,00
Priemolis, priemolis	1,00
Molis	0,01

Įvertinta nagrinėjamų upių baseinų nuogulų sklaida procentais baseino plote. Baseinuose, kuriuose yra kelios upių nuotėkio vandens matavimų ir Valstybinio upių monitoringo hidrocheminių vandens parametrų matavimų stotys (VMS), vandenskyros principu buvo išskirti atskiri segmentai (2.2 pav.). Atlikta vyraujančių nuogulų sklaidos analizė segmentuose.

2.2 pav. Žeimenos baseino segmentų išskyrimas pagal vandens matavimo stotis (VMS)

Fig. 2.2. Žeimenos catchment segments isolation of the measuring station (VMS)

Atliekant išsamią nuogulų sklaidos baseine ar išskirtame baseino segmente analizę buvo naudotos ArcGis programinės priemonės. Statmenai upės ašiai buvo išskirti 0–50 m, 50–200 m, 200–500 m, 500–800 m, 800–1100 m ir >1100 m pločio prievaginiai ruožai, kuriuose procentaliai prievaginio ruožo plotui įvertinta nuogulų sklaida (2.3 pav.).

2.3 pav. Prievaginių ruožų išskyrimo schema
Fig. 2.3. Floodplain bank stretches isolation scheme

2.2.2. Kritulių filtracijos per nuogulas ir patekimo į upės vagą, filtracijos koeficiento nustatymo metodika

Nustatant vandens kiekį upės baseine, patenkantį į upes požeminiu nuotėkiu, reikalingas kelių aplinkos komponentų (kritulių, garavimo, nuotėkio, paviršiaus sąskaidos, nuogulų ir žemėnaudų struktūros) įvertinimas. Tokiam vertinimui naudotos empirinės formulės, apibūdinančios kiekybines minėtų komponentų reikšmes. Įvertinant filtracijos greitį ploto vienetu, naudotos formulės atsižvelgiant į kritulių pobūdį (Česnulevičius 1998). Ilgalaikiams krituliams:

$$v_f = k + \frac{kh_m}{s}, \quad (2.1)$$

bei vienos liūties krituliams:

$$v_f = stk, \quad (2.2)$$

čia v_f – vandens filtracijos greitis (m/d), k – nuogulų filtracijos koeficientas (m/d), s – kritulių stulpelio aukštis (mm), h_m – kapiliarinių meniskų čiulpimo jėga (mm), t – laikas (para), per kurį susidaro stulpelio aukštis s .

Kai nuogulų paviršius labai greitai prisisotina vandens ir dydis $\frac{kh_m}{s}$ tampa artimas 0, taikyta paprastesnė formulė:

$$v_f = k. \quad (2.3)$$

Gravitacinio vandens ištekliai vertinti naudojant formulę:

$$V_{gr} = \mu V, \quad (2.4)$$

čia V_{gr} – gravitacinio vandens ištekliai (m^3), μ – vandengrąžos koeficientas, V – paviršiuje esančio vandens tūris (m^3), paskaičiuojamas pagal kritulių sluoksnį.

Dažniausiai nuogulose vyksta laminarinis vandens tekėjimas pagal linijinį vandens judėjimo dėsnį, kuriuo teigiama, kad pagrindinėje filtracijos dalyje yra tiesinė srauto debito ir spūdžio pokyčio priklausomybė (Klimas 2006). Debitas nustatomas remiantis Darsi dėsniu:

$$Q = kA_s i, \quad (2.5)$$

čia Q – debitas (m^3/s), k – filtracijos koeficientas (m/d), A_s – srauto skerspjūvio plotas (m^2), i – spūdžio gradientas arba hidraulinis nuolydis (m). Jis rodo koks vandens spūdžių pokytis tenka filtracijos kelio vienetui.

Kritulių įtaka upių debitui ir debito pokyčiams įvertinta Ekstrapoliuojant 2.1–2.4 formules. Laikas, per kurį krituliai, iškritę bet kuriame baseino taške pasiekia upės vagą, įvertintas vykdant baseino prievaginių ruožų analizę. Tai įgalina patikslinti nuogulų grupių filtracijos koeficientus. Bendru atveju, pagal vandens balanso lygtį, nuotėkio iš upės baseino reikšmė bus lygi kritulių, iškritusių upės baseine ir suminio garavimo skirtumui bei vandens atsargų, esančių baseine, pokyčiui:

$$R = K - E \pm \Delta S, \quad (2.6)$$

čia R – nuotėkis iš baseino (mm), K – krituliai, iškritę baseine (mm), E – suminis garavimas (mm), ΔS – vandens atsargų, susikaupusių baseine, pokytis (mm).

Iškėlus hipotezę, kad krituliams patekus ant prievaginių ruožais analizuojamo baseino paviršiaus dalis vandens išgaruoja, kita filtruojasi į nuogulas ir požeminiu nuotėkiu patenką į upės vagą. Šiam procesui apibrėžti buvo sukurta ir darbe naudojama vandens balanso lygtis:

$$R = \sum_{i=1}^f \left[(K_f - E_f) \cdot A_f \cdot \left(\frac{1}{2} \cdot \frac{L_f}{v_f} + \sum_{i=1}^{f+1} \frac{L_{f+1}}{v_{f+1}} \right) \right], \quad (2.7)$$

čia R – nuotėkio aukštis (mm); f – prievaginis ruožas, skaičiuojant nuo tolimiausio >1100 m ruožo artyn upės; K_f – kritulių kiekis tenkantis prievaginiam ruožui

(mm/d); E_f – suminis garavimas prievaginiame ruože (mm/d); A_f – prievaginio ruožo plotas (km^2); L_f – ruožo plotis (m); L_{f+1} – arčiau upės esančio prievaginio ruožo plotis (m); v_f – vandens filtracijos greitis prievaginiame ruože (m/d); v_{f+1} – vandens filtracijos greitis arčiau upės esančiame prievaginiame ruože (m/d). Formulės (2.1, 2.2, 2.3) vandens filtracijos greičiui v_f apskaičiuoti taikomos priklausomai nuo kritulių pobūdžio. 2.7 formulė taikytina tais atvejais, kai iškritus krituliams nesusidaro paviršinis nuotėkis.

Metinis garavimas nuo žemės ir vandens paviršiaus įvertintas remiantis žemėlapiais, paruoštais A. Konstantinovo metodu (Gailiusis *et al.* 2001). Sezoniniams laikotarpiams garavimas įvertintas Blaney ir Criddle lygtimi (Taminskas *et al.* 2008, Papadopoulou *et al.* 2003):

$$E = 0,254 \cdot k_c \cdot p_t \cdot (32 + 1,8T), \quad (2.8)$$

čia E – potencialusis suminis garavimas (mm/laikotarpis), k_c – žemėnaudos koeficientas (2.3 lentelė), p_t – procentais išreikštas santykis tarp skaičiuojamo laikotarpio ir metų, T – vidutinė laikotarpio temperatūra ($^{\circ}\text{C}$).

2.3 lentelė. Žemėnaudos koeficientai Blaney ir Criddle lygčiai

Table 2.3. Land-use coefficients for Blaney Criddle equation

Žemėnaudos tipas	k_c
Vandens telkiniai	0,80
Miesto teritorija	0,30
Dirbama žemė	0,75
Parkai ir vaismedžių sodai	0,65
Miškai	0,50
Kita	0,25

Tyrimui naudoti Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos 1960–2011 metų nagrinėjamų upių paros debitų, temperatūros ir kritulių duomenys bei nuogulų ir geomorfologiniai („Geolis“) žemėlapiai.

2.2.3. Upių nuotėkio ir vandens kokybės kaitos įvertinimo metodika

Tyrimui sudarytos šios upių baseinų duomenų bazės:

1. Meteorologinių rodiklių: kiekvienos dienos kritulių, temperatūros $^{\circ}\text{C}$ (oro, dirvos paviršiaus, įvairiame nuogulų gylyje), įšalo gylio ir trukmės, garavimo, sniego dangos storio ir trukmės. Panaudoti Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos (1960–2011 m.) duomenys.

2. Hidrologinių rodiklių: kiekvienos dienos nuotėkio (debitas, vandens lygis, pavasario potvynio nuotėkio debitas ir vandens lygis). Panaudoti Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos ir Hidrologijos metraščio (1960–2011 m.) duomenys.

3. Upių vandens hidrocheminių rodiklių: amonio, nitritų, nitratų ir fosfatų koncentracijos, pH, ištirpęs deguonis. Panaudoti Lietuvos Respublikos Aplinkos ministerijos Aplinkos apsaugos agentūros ir Lietuvos upių vandens kokybės metraščių (1992–2011 m.) duomenys.

4. Gruntinio vandens hidrocheminių rodiklių: amonio, nitritų, nitratų ir fosfatų, koncentracijos, pH, ištirpęs deguonis. Panaudoti Lietuvos Geologijos tarnybos ir regioninių aplinkos apsaugos agentūrų duomenys.

Upių vandeningumo kaitos ir cheminio nuotėkio vertinimas. Vandeningumo kaitai apibūdinti buvo naudojami kiekvienos dienos Lietuvos hidrometeorologijos tarnyboje sukaupti hidrologinių charakteristikų duomenys. Upių metų vandeningumas buvo vertinamas pagal vidutinį metų debitą, metų nuotėkio tūrį ir modulinių koeficientą, sudarant metų nuotėkio modulių koeficientų nukrypimo nuo vidurkio integralines kreives. Apskaičiuoti nagrinėjamo laikotarpio nuotėkio statistiniai parametrai, nuotėkio pasiskirstymas per metus sezonais. Analizuojant duomenis atliekamas hidrologinių parametų sezoninės kaitos įvertinimas.

Duomenų palyginimui ir interpretacijai naudoti dispersinės, faktorinės, koreliacinės, regresinės analizės būdai.

Apibūdinant priklausomybes tarp biogeninių medžiagų koncentracijų ir mėginių ėmimo dienos vandens debitų visam tyrimų laikotarpiui buvo apskaičiuoti koreliacijos koeficientai r ir jų patikimumo koeficientai. Įvairaus vandeningumo laikotarpiams buvo nustatyti ryšiai tarp koncentracijų ir modulių koeficientų.

Dispersinė analizė buvo atliekama naudojant programinę įrangą ANOVA (Analysis Of Variance) pritaikius tiesinės regresijos modelį (Čekanavičius ir Murauskas 2004). Vienfaktorinė dispersija buvo taikoma norint įvertinti kritulių pokyčius, nagrinėjamą laikotarpį padalinus į 2 dalis 1960–1983 ir 1984–2011 m. (Dumbrasuskas *et al* 2008).

Struktūrinis ANOVA modelis i -osios imties j -ajam stebėjimui X_{ij} užrašomas taip:

$$X_{ij} = \mu_i + e_{ij} = \mu + \tau_i + e_{ij}, \quad (2.9)$$

čia $\mu_i = EX_i = EX_{ij}$ yra i -ojo kintamojo vidurkis, e_{ij} – atsitiktinė paklaida, μ – bendrasis vidurkis, $\tau_i = \mu_i - \mu$ yra i -ojo vidurkio ir bendrojo vidurkio skirtumas.

Biogeninių medžiagų koncentracijų dinamika vertinta pagal debito kitimą per metus, sezoną ir atskirais mėnesiais. Pagal Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro įsakymą „Dėl paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo

tvarkos aprašo patvirtinimo“ (Lietuvos Respublikos... 2010) upių ekologinė būklė vertinta pagal fizikinius-cheminius vandens kokybės rodiklius. Upių ekologinė būklė skirstyta į klases (2.4 lentelė).

Biogeninių medžiagų srautai S_I skaičiuojami remiantis tiesinės interpoliacijos principu (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2005b). Priimama, kad tarpinės tiriamų biogeninių medžiagų koncentracijų reikšmės tarp dviejų matavimų kito tiesiškai. Tokiu atveju vertinant kiekvienos paros debitą, ši formulė leidžia nagrinėti biogeninių medžiagų srautus dinamiškai, neprisirišant prie laikotarpio ar matavimo datų:

$$S_I = \frac{Q_1 t_i \left(C_1 + \frac{\Delta C}{n} j \right) + Q_2 t_i \left(C_1 + \frac{\Delta C}{n} j \right) + \dots + Q_j t_i \left(C_1 + \frac{\Delta C}{n} j \right)}{1000}, \quad (2.10)$$

čia Q_j – kiekvienos dienos vidutinis debitas, m^3/s ; t_i – paros laikas, s; C_I – pradinė nagrinėjamo laikotarpio biogenų koncentracija, mg/l ; ΔC – galutinės ir pradinės koncentracijų skirtumai, mg/l ; j – dienų eilės numeris, 1, 2 ... ($j_n - 1$); n – dienų skaičius per nagrinėjamą laikotarpį.

Esant reikiamybei lyginti biogeninių medžiagų srautus tarp įvairaus ploto upių baseinų, srautai išskaičiuojami vienam km^2 baseino ploto.

2.4 lentelė Upių ekologinės būklės klasės pagal fizikinius-cheminius kokybės elementų rodiklius

Table 2.4. River ecological status class of physical-chemical quality element indicators

Rodiklis, mg/l	Upės tipas	Upių ekologinės būklės klasių kriterijai pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklių vertes				
		Labai gera	Gera	Vidutinė	Bloga	Labai bloga
NO_3-N	1–5	<1,30	1,30–2,30	2,31–4,50	4,51–10,00	>10,00
NH_4-N	1–5	<0,10	0,10–0,20	0,21–0,60	0,61–1,50	>1,50
N_b	1–5	<2,50	2,50–3,00	3,01–6,00	6,01–12,50	>12,50
PO_4-P	1–5	<0,050	0,050–0,090	0,091–0,180	0,181–0,400	>0,400
P_b	1–5	<0,100	0,100–0,140	0,141–0,230	0,231–0,470	>0,470
O_2	1, 3, 4, 5	>8,50	8,50–7,50	7,49–6,00	5,99–3,00	<3,00
	2	>7,50	7,50–6,50	6,49–5,00	4,99–2,50	<2,50

2010–2012 metų natūrinių tyrimų duomenų analizė. Analizė įvardijami biogeninių medžiagų migracijos skirtingose nuogulose dėsninčiai. Dėsninčių ieškoma kiekviename iš tyrimų postų, tyrimų laikotarpį skaidant hidrologiniais pavasario, vasaros ir rudens sezonais. Gautos tendencijos palyginamos su dėsninčiais, rasta kitame, analogiškų nuogulų grupės, tyrimų poste. Vėliau

šie dėsningumai lyginami su kito tipo nuogulų grupių tyrimų postuose rastais biogeninių medžiagų migracijos dėsningumais. Laikomasi šios analizės tvarkos:

- koncentracijų kitimo intervalai tyrimų poste. Šis parametras nusako duomenų išsibarstymo ribas;
- koncentracijų kitimo intervalai tyrimų posto lizimetruose, siekiant išsiaiškinti kokio intensyvumo biogeninių medžiagų kaita vyksta atskiruose upės pakrantės juostos dalyse;
- koreliacijos ir duomenų reikšmingumas tarp tyrimų posto duomenų atskirais stebėsenos metais;
- koreliacijos ir duomenų reikšmingumas tarp skirtingų tyrimų postų; analizuojant duomenų eilių koreliacijos ryšius ir jų reikšmingumo lygmenį, nustatyta koreliacijos koeficiento r reikšmių skalė: $1 < r < 0,7$ – stiprus, $0,7 < r < 0,5$ vidutinio stiprumo, $0,5 < r < 0,3$ silpnas, $r < 0,3$ labai silpnas arba nėra ryšio; reikšmingumo lygmens p skalė: $p < 0,05$ labai reikšmingas, $0,05 < p < 0,1$ reikšmingas, $0,1 < p < 0,3$ mažai reikšmingas, $0,3 < p$ atsitiktinumas.
- vertikalios ir horizontalios biogeninių medžiagų migracijų dėsningumai;
- palyginamos biogeninių medžiagų koncentracijos bei jų kitimas gruntiniame ir upės vandenyse, siekiant nustatyti biogeninių medžiagų pernašos iš baseino į upės vandenį dėsningumus ir priežastingumą;
- nustatoma analizuojamų medžiagų pernaša gruntiniu vandeniu skaičiuojant kg/ha analizuojamo laikotarpio 1 mėnesiui (kg/ha·mėn.).

Hidrologinių ir meteorologinių parametrų kaitos analizė. Analizei atliekamas duomenų eilių glodinimas, kuris išryškina sisteminę laiko eilutės komponentę ir pašalina atsitiktinius svyravimus. Nors šis metodas dažniau naudojamas analizuojant periodinius svyravimus, tačiau jis taip pat taikomas ir neperiodiniams ciklams nustatyti. Pašalinus aukšto dažnio svyravimus labai gerai išsiskiria laikotarpiai, pasižymintys vidutiniškai didesnėmis arba mažesnėmis rodiklio reikšmėmis. Slenkančio vidurkio algoritmai pasižymi tuo, kad prognozei nutolus toliau nuo vidurkio, tas vidurkis vis labiau ją traukia prie savęs, todėl šis metodas lėtai reaguoja į pasikeitimus. Todėl buvo nagrinėjamos 3 ir 5 metų intervalų eilės (Radziejewski ir Kundzewicz 2004).

Hidrologinių skaičiavimų programoje TREND naudojama standartinių nuokrypių suminė kreivė ir jos pateikiamas grafikas leidžia daryti išvadas apie ilgalaikių svyravimų tendencijas. Ji sudaroma taip: jei standartinis nuokrypis didesnis už medianinį tuomet reikšmė prilyginama vienetui; jei lygi – prilyginama nuliui ir jei mažesnė – minus vienetui. Gautų reikšmių integralinė suma ir atvaizduoja didėjimo-mažėjimo grafiką.

Mann-Kendall testas naudojamas ranginių kintamųjų ryšio stiprumui įvertinti.

$$\tau = \frac{S}{\frac{n(n-1)}{2}}, \quad (2.11)$$

čia S – suderintų ir nesuderintų porų skaičiaus skirtumas, n – imties dydis.

Suderintų ir nesuderintų porų skaičiaus skirtumas S apskaičiuojamas:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \left[\sum_{j=i+1}^n \operatorname{sgn}(r_j - r_i) \right], \quad (2.12)$$

čia

$\operatorname{sgn}(x) = 1$ nuo $x > 0$,

$\operatorname{sgn}(x) = 0$ nuo $x = 0$,

$\operatorname{sgn}(x) = -1$ nuo $x < 0$.

Dvi duomenų poros (x_i, y_i) ir (x_j, y_j) ($i \neq j$) yra suderintos, jei $(x_i > x_j \text{ ir } y_i > y_j)$ arba $(x_i < x_j \text{ ir } y_i < y_j)$. Poros yra nesuderintos, jei $(x_i > x_j \text{ ir } y_i < y_j)$ arba $(x_i < x_j \text{ ir } y_i > y_j)$. Iš viso suderintų ir nesuderintų porų yra $n(n-1)/2$. Taigi $\tau = 1$, jei visos poros suderintos ir $\tau = -1$, jei visos poros nesuderintos.

Koreliacijos koeficientas (Spearman r) atitinka tiesinės koreliacijos koeficientą r_{xy} (Pearson r), tik jis skaičiuojamas rangams. Kuo r arčiau ± 1 , tuo koreliacija stipresnė. Spearman'o koeficientas skaičiuojamas pagal formulę:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n}, \quad (2.13)$$

$$d_i = x_i - y_i$$

Nustačius r_s koreliacijos koeficientą svarbu žinoti, ar koreliacija statistiškai reikšminga. Reikia nepamiršti, kad r_s skaičiuojamas per rangus. Todėl jis rodo ne tokį jautrų ryšį tarp požymių x ir y . Todėl ir tikrinant r_s reikšmingumą H_0 teigia, kad generalinėje aibėje požymiai x ir y nėra asocijuoti. O H_1 teigia, kad x ir y yra asocijuoti arba kad x ir y asociacija yra teigiama (antras atvejis – neigiama).

2.3. Biogeninių medžiagų migracijos upių pakrantėse natūrinių tyrimų metodika

Vandens pavyzdžių analizė pateikia hidrogeologinių ir cheminių sąlygų momentinę nuotrauką tiriamajame taške. Tinkamai tai atliekant turima galimybė geriau suprasti taršos kilmę, mastą ir laipsnį, prognozuoti padarinius. Prisiminti, kad požeminės hidrosferos hidrogeologinės ir hidrogeocheminės sąlygos la-

bai skiriasi erdviškai ir per laiką ir kad gruntinis vanduo yra dinaminė sistema. Todėl mėginių ėmimo dažnumas, monitoringo gėžinių išdėstymas tiriamoje teritorijoje turi būti gerai apgalvotas ir remtis kiek galima tikslesniu ir visapusiškesniu geologinių ir hidrogeologinių sąlygų įvertinimu. Tai labai svarbu ir norint atskirti tikrą hidrogeocheminį kintamumą nuo tariamojo, atsirandančio dėl mėginių ėmimo, saugojimo ir analizavimo paklaidų. Kiekvienas lauko matavimas ar vandens pavyzdys, paimtas laboratorinei analizei, taip pat turi charakterizuoti konkretų monitoringo tinklo stebėjimo tašką. Dažnai yra pabrėžiama tik kokybės kontrolės ir jos užtikrinimo cheminei analizei svarba. Niekuo negalima pakeisti geros kokybės pavyzdžių ir lauko matavimų, atliekamų tyrimo metu.

Natūriniai tyrimai atlikti tiriamų upių pakrantėse, nustatant per aeracijos zoną gilyn besifiltruojančio vandens, grunto ir paviršinio vandens kokybės kaitą. Gauti rezultatai taikomi aprobeuojant modeliavimo programas, atliekant analitinius tyrimus. Natūrinių tyrimų vietos parinktos analizuojant Kvartero geologinius, geomorfologinius žemėlapius, aerofotonuotraukas. Jose įrengti tyrimų postai – daugiapakopių lizimetrinių gėžinių kompleksai.

2.3.1. Daugiapakopių lizimetrinių gėžinių įrengimo metodika

Grunto vandens lygio ir kokybės tyrimams pasirinktas lizimetrinio gėžinio tipas. Tą lėmė kelios priežastys:

- jį įrengiant mažiausia deformuojama natūrali nuogulų ir grunto vandens būklė;
- sukuriamos unifikuotos stebėjimo sąlygos, nepriklausomos nuo grunto vandens slūgsojimo gylio;
- paprastomis techninėmis priemonėmis ir mažomis darbo sąnaudomis pasiekiamas reikalingas gylis.

Gėžiniui įrengti naudojami geologiniai grąžtai, jie skirstomi į rankinio ir mechaninio grėžimo. Pagrindiniai reikalavimai bet kokio tipo grąžtui yra šie: 1. grąžtas turi būti efektyvus, t.y. jis turi būti toks, kad nuogulų tyimas būtų atliekamas kaip galima greičiau ir tiksliau; 2. grąžtas turi būti standus ir tvirtas; 3. įrenginys turi būti lengvas ir nesunkiai transportuojamas. Rankinio grėžimo grąžtai susideda iš sukimo rankenos, prailginimo strypų, įsijungimo movų bei įvairios paskirties antgalių. Šie grąžtai yra lengvi, iki 20 kg svorio, skirti gėžinį atlikti, priklausomai nuo nuogulų tipo, iki 10 m gylio. Rankinio grėžimo grąžtas atitinka visus pagrindinius reikalavimus, tačiau grėžimas – ilgas ir daug fizinės jėgos reikalaujantis procesas. Šių grąžtų konstrukcija nepritaikyta didesnėms, negu vieno darbininko jėgomis sukuriamoms apkrovoms, todėl prie jų jungti mechaninio grėžimo įrenginius negalima. Mechaninio grėžimo įrenginiai susideda iš mechaninio sukimo įrenginio, prailginimo strypų ir rotorinio arba sraigtinio tipo grąžtų. Mechaninio grėžimo įrenginiai skirti didelio diametro arba gi-

lių gręžinių įrengimui. Pagrindinis jų trūkumas yra transportabilumas: mechaninio gręžimo įrenginiai sumontuoti sunkvežimiuose arba mobiliuose įrenginiuose ir pervežami sunkvežimiais.

Atsižvelgus į darbe numatomų tyrimų pobūdį ir mastus, buvo suprojektuotas rankinis sraigtinio gręžimo komplektas. Šis komplektas skiriasi nuo rinkoje esančių rankinio ir mechaninio gręžimo įrenginių savo lengvumu ir nesunkiu transportavimu lengvuju automobiliu. Gręžinio 80 mm vidinis skersmuo parinktas atsižvelgiant į gręžinyje atliekamų tyrimų rūšį. Gręžiniui atlikti naudojamas autoriaus suprojektuotas rankinis sraigtinio gręžimo komplektas (2.4 pav.). Gręžimo komplekte yra 80 mm skersmens grąžtai ir grąžtų prailgintuvai. Jais galima gręžinį išgręžti iki 7 m gylio. Grąžtui sukti naudojamas benzininis 4 AG variklis, o grąžto iškėlimui 320 kg keliamosios galios trikojė gervė.

2.4 pav. Rankinis gręžinio komplektas: 1 – 80 mm skersmens grąžtas; 3 – grąžto prailgintuvas 1,1 m, 3 – 320 kg keliamosios galios gervė grąžto ištraukimui; 4 – 4 AG rankinis variklis grąžtui, benzininis

Fig. 2.4. Hand bore kit: 1 – 80 mm diameter drill, 2 – drill collar 1,1 m, 3 – 320 kg lift capacity crane for drill extraction, 4 – 4 HP handheld drill motor, gasoline

Stebėsenos gręžinio įrengimo procesas tyrimo vietoje susidėjo iš dviejų etapų. Pirmu etapu išžvalgytas geologinis pjūvis tam tikroje vietovėje, detalizuotas paviršinių nuogulų pjūvis: išgręžti gręžiniai ir išanalizuotas kernas. Taip patikimai identifikuota nuogulų sklaida ir storymė. Antru etapu įrengti daugiapakopiai lizimetriniai gręžiniai.

Daugiapakopis lizimetrinis gręžinys (2.5 pav.) – gręžinys, kuriame įrengti rezervuarai gilyn besifiltruojančio vandens mėginiams rinkti. Fonui nustatyti rezervuaras įrengtas dirvožemio viršutinėje dalyje 10 cm gylyje ir kas 1 m gilyn iki gruntinio vandens. Giliausioje vietoje įrengiamas rezervuaras gruntinio vandens pavyzdžiams rinkti, 0,5 m aukščiau – papildomas rezervuaras.

2.5 pav. Daugiapakopio lizimetrinio gręžinio principinė schema: 1 – dirvožemio sluoksnis, 2 – aeracijos zona, 3 – gruntinio vandens sluoksnis, 4 – vandeniui nelaidus dangtis, 5 – vamzdelių ir pjezometro ertmė, 6 – vamzdeliai ir pjezometras, 7 – vandeniui nelaidus sluoksnis, 8 – sujudintos nuogulos, 9 – rezervuaras su gaudykle ir filtru

Fig. 2.5. The principal scheme of the multistage lysimeter bore: 1 – soil layer, 2 – zone of aeration, 3 – groundwater layer, 4 – waterproof cover, 5 – tubes and piezometers cavity 6 – tubes and piezometers, 7 – waterproof cover, 8 – budge sediment, 9 – reservoir to trap and filter

Gręžinio žiotys apgaubtos specialiu mechaniniam poveikiui atspariu gaubtu (4). Ant gręžinio gaubto pateiktas užrašas, nurodantis gręžinio numerį, savininko kontaktinius duomenis. Vanduo, veikiamas gravitacinių jėgų, filtruojasi per nuogulas žemyn sudarydamas laikinus horizontus ir įgaudamas horizontalią tėkmę. Taip jis patenka į gręžinyje, kas 1 m gilyn iki gruntinio vandens paviršiaus, įrengtus rezervuarus (9) besisunkiančiam vandeniui surinkti. Žemiau rezervuaro įrengiamas vandeniui nelaidus sluoksnis (7), apribojantis vandens judėjimo galimybę vertikalėje gręžinyje, virš jo – įrengiamas filtras su žvyro užpilu, kurio storis 20 mm. Gręžskylės dalis, esanti virš gaudyklės ir filtro, užpilama

gręžimo metu iškeltomis nuogulomis (8). Rezervuarai (9) su žemės paviršiumi sujungti 4 mm PVC vamzdeliais (6), kurie atlieka šias funkcijas: vandens surinkimo iš rezervuarų, slėgio rezervuare mažinimo, pjezometro (gruntinio vandens lygio kitimui nustatyti).

Tyrimų metu naudotas daugiapakopis lizimetrinis gręžinys nuo tradicinio lizimetrinio gręžinio skiriasi tuo, kad tradiciniame lizimetriniame gręžinyje gaudyklė įrengiama giliausioje gręžinio vietoje ir į rezervuarą patenka per visą gręžskylę filtravęsis vanduo. Tuo tarpu daugiapakopiame lizimetre yra apribota vertikali vandens filtracija gręžskylėje ir į rezervuarus patenka per nejudintą nuodulas besifiltruojantis vanduo. Lyginant su vakuuminiais lizimetais, rezervuarų tipo lizimetrai ilgaamžesni, nes virš gaudyklės įrengtas filtras praleidžia molio daleles, užkemsnačias tradicinius vakuuminius lizimetrus. Daugiapakopiame lizimetre molio dalelės patenka į rezervuarą, nuosėdas rezervuare galima išplauti.

Upių pakrantėse biogeninių medžiagų migracijos tyrimui naudoti daugiapakopio lizimetrinių gręžinių kompleksai – natūrinių tyrimų postai (2.6 pav.).

2.6 pav. Natūrinių tyrimų posto išdėstymo schema: a – gruntinis vanduo, b – gruntinio vandens paviršius, c – aeracijos zona, I, II, III, IV – daugiapakopiai lizimetriniai gręžiniai

Fig. 2.6. The scheme of boreholes places: a – groundwater zone, b – groundwater table, c – aeration zone, I, II, III, IV – multistage lysimetric boreholes

Siekiant nustatyti biogeninių medžiagų horizontalios migracijos ypatybes, daugiapakopiai lizimetriniai gręžiniai įrengti statmenai upės krantui, kintančiu tinkleliu: 3 m, 5 m, 10 m ir 20 m. atstumu nuo kranto.

Momentiniam vandens mėginių kokybės nustatymui, kai nėra įrengiamas lizimetras arba yra poreikis patikslinti lizimetru gautus duomenis, suprojektuotas ir pagamintas gruntaspaudis (2.7 pav.). Gruntaspaudžiu vanduo iš ant grąžto menčių pakeltų nuogulų išgaunamas 30 t hidrauliniu presu (2), darbiniam cilindre (3) sukuriama 58,5 MPa slėgis. Laboratoriniu tyrimu nustatyta, kad su gruntaspaudžiu iš nuogulų išskiriamas gravitacinis vanduo, smėlio nuogulas išspaudžiant iki 1,5 %, priemolio – 3,5 %, molio – 5 % drėgnio.

Vandens mėginių laboratoriniai tyrimai atlikti Aplinkos apsaugos agentūros laboratorijoje. Amonio jonų (NH_4^+) koncentracijos vandenyje buvo nustatytos rankiniu spektrometriniu metodu (LST ISO 7150-1:1998), nitritų (NO_2^-) koncentracijos – spektrometriniu metodu (LST EN ISO 13395:2000).

2.7 pav. Gruntaspaudis: a) 1 – rėmas; 2 – 30 t hidraulinis presas; 3 – cilindras nuoguloms; 4 – stūmoklis; 5 – padas; 6 – prailginimo žiedai; 7 – svirtis hidrauliniam presui; 8 – įrankis stūmoklio ištraukimui iš cilindro; 9 – įrenginys suspaustų nuogulų išėmimui iš cilindro. b) gruntaspaudis darbinėje padėtyje

Fig. 2.7. The ground press: a) 1 – frame, 2 – hydraulic press 30 t, 3 – cylinder for sediment, 4 – piston, 5 – tread, 6 – extension rings, 7 – lever, 8 – extraction tool piston from the cylinder, 9 – installation of compressed sediment removal from the cylinder. b) ground press in operating position

Nitratų (NO_3^-) koncentracijos nustatytos spektrometriniu metodu, vartojant sulfosalicilo rūgštį (LST ISO 7890-3:1998), o fosfatų (PO_4^{3-}) koncentracijos – spektrometriniu metodu, naudojant amonio molibdatą (LST EN ISO 6878:2004). Ištirpęs deguonis vandenyje nustatytas elektrocheminiu metodu (LST EN 25814:1999), rūgštingumas pH – pagal LST EN ISO 10523:2012 standartą.

2.3.2. Natūrinių tyrimų vietos pasirinkimo ir įrengimo metodika

Vietos natūriniam tyrimams parinktos analizuojant litologinius, geomorfologinius žemėlapius, aerofotonuotraukas. Naudoti GIS bei teminiai žemėlapiai:

- Informacinė sistema „Geolis“ (Lietuvos geologijos tarnyba):
 - Geomorfologinis žemėlapis M 1:50 000;
 - Kvartero geologinis žemėlapis M 1:50 000;
- Lietuvos skaitmeninių žemėlapių sistema internete maps.lt, maps.google.com.

Siekiant parinkti homogeniškas vietas natūrinių tyrimų postams laikytasi šių taisyklių:

- ✓ tyrimų postas įrengtas tipingoje analizuojamam baseinui nuogulų zonoje;
- ✓ tyrimų postas įrengtas upės meandros išorinėje dalyje taip išvengiant upės aliuvio tyrimo;
- ✓ santykinis aukštis virš vandens lygio iki 50 m atstumu nuo kranto neviršijo 3 m;
- ✓ 300 m spinduliu nebuvo taškinių taršos šaltinių.

Pasirinktoje vietovėje, gavus žemės savininko sutikimą, atlikti bandomieji gręžiniai nuogulų tipų nustatymui ir jų suderinamumui su kvartero nuogulų žemėlapiais (2.5 lentelė). Po to įrengti lizimetriniai gręžiniai. Gręžiniai įrengti mažiausio vandeningo laiko tarpiu, kai upės ir gruntinis vandenys buvo žemiausio lygio. Šio upės vandens lygio aukštis buvo užfiksuotas ir pavadintas sąlyginiu vandens lygiu (SVL). Tolimesni skaičiavimai vykdyti atsižvelgiant į SVL.

Vanduo iš rezervuarų laboratoriniams tyrimams imtas du kartus pavasario, du kartus vasaros ir du kartus rudens sezonais (2.6 lentelė). Prieš imant vandenį tyrimams, rezervuarai ištuštinti ir laboratoriniams tyrimams imti naujai prisipildžiusio vandens mėginiai.

Ūlos upės baseine parinkta tyrimų posto vieta yra paskutiniojo apledėjimo fluvio-glacialinių lygumų sritys Pietryčių rajono Dainavos lygumos parajonio Zervynų eolinio masyvo mikrorajone. Reljefo tipas – akumuliacinis fluvio-glacialinės lygumos šlaitas, kurį sudaro smulkiagrūdžiai Holoceno laikmečio aliu-

viniai smėliai, perinantys į smulkius eolinius smėlius. Tyrimų postas įrengtas dešiniame upės krante, pievoje. Aukščiau upės tėkmei krantas apaugęs krūmais. 30 m atstumu nuo kranto yra šlaitas apaugęs mišriuoju mišku. Pirmo ir antro gręžinių viršutinėse dalyse yra salpžemis, gulintis ant smulkaus aliuvinio smėlio. Pirmuose trijuose gręžiniuose įrengta po du rezervuarus vandeniui rinkti. Viršutinėse trečio ir ketvirto gręžinių dalyse yra smėlžemio tipo dirvožemis apie 25 cm sluoksniu guli ant smulkaus smėlio eolinių darinių nuogulų (A priedas 1A lentelė).

2.5 lentelė. Natūrinių tyrimų postų charakteristikos

Table 2.5. Characteristics of field investigations research stations

Tyrimų postas	Nuogulų tipas	Genezė	Koordinatės, LKS
Ūla	Smėlis (smulkus, vidutinis)	Eoliniai dariniai	533439, 5996849
Žeimeną	Smėlis (smulkus, vidutinis)	Fliuvioglacialinės nuogulos	605647, 6090168
Šešuvis	Molis	Limnoglacialinės nuogulos	419996, 6133909
Verknė	Aleuritingas molis	Limnoglacialinės nuogulos	511943, 6048267
Akmena-Danė	Moreninis priemolis, priesmėlis	Glacialinės nuogulos (pagrindinė morena)	330862, 6208221
Lėvuo	Moreninis priemolis, priesmėlis	Glacialinės nuogulos (pagrindinė morena)	567835, 6205935

2.6 lentelė. Mėginių ėmimų skaičius

Table 2.6. Number of sampling

Tyrimų postas	Lizimetrinių mėginių skaičius (+1 upės vandens)	Mėginių skaičius laboratoriniams tyrimams (per sezoną)			Iš viso mėginių per:	
		pavasaris	vasara	ruduo	metus	tiriamąjį laikotarpį
Ūla	10	2	2	2	66	132
Žeimeną	10	2	2	2	66	132
Šešuvis	14	2	2	2	90	180
Verknė	12	2	2	2	78	156
Akmena-Danė	12	2	2	2	78	156
Lėvuo	10	2	2	2	66	132

Žeimenos upės baseine parinkta tyrimų posto vieta yra paskutiniojo apledėjimo fluvioglacialinių lygumų srities Šiaurričių lygumos rajono Žeimenos parajonio Žeimenos – Neries slėnių mikrorajone. Tai vėlyvojo ledynmečio ir Holoceno laikmečiuose suformuotas fluviialinis reljefas. Paviršiuje vyrauja smulkus aliuvinis Holoceno laikmečio smėlis (iki 5 m atstumu nuo kranto), dengiantis vidutingerūdį fluvioglacialinį smėlį. Tyrimų postas įrengtas dešiniajame eroziniame upės krante, pakrantės miško (mišrusis miškas, kur spygliuočiai sudaro daugiau 50 %) pievoje, 50 m atstumu statmenai krantui – pieva. Tyrimų poste vidutingerūdžio smėlio nuogulas dengia tolygiai nuo kranto storėjantis paprastojo smėlžemio sluoksnis. Pirmame ir antrame gręžiniuose 48 ir 40 cm gylyje yra žvirgždo sluoksnis (A priedas 2A lentelė).

Tyrimų posto vieta Šešuvio upės baseine pasirinkta paskutinio apledėjimo Pabaltijo žemumų srities Nemuno žemupio lygumos rajono Karšuvos lygumos parajonio, Vanagiškių limnoglacialinės lygumos pakraščio mikrorajone. Tai limnoglacialinė lyguma, susidariusi vėlyvojo Nemuno ledynmečio, Baltijos stadijos metu. Upės pakrantėje vyrauja smulkus smėlio su žvirgždu mišinys (vaginis aliuvius upės pakrantėje iki 5 m), dengiantis Baltijos stadijos limnoglacialinį molį. 500–700 m aukščiau taško, kairiame upės krante yra kiaulidė ir technikos kiemas (vidutinis pavojus gruntiniams, paviršiniams ir požeminiams vandenims), dešiniajame krante du veikiantys vandens gavybos gręžiniai. Tyrimų postas įrengtas kairiame upės krante, pievoje. Aukščiau ir žemiau upe tyrimo vietos krantas apaugęs krūmais, 40 m atstumu statmenai nuo kranto – ganoma pieva ir ariamas laukas. Pirmas gręžinys įrengtas upės kranto šlaite, 68 cm aukštyje nuo SVL. Čia slūgso glėjiškas stipriai eroduotas rudžemis, vietomis nuošliaužomis atidengiantis dirvodarinę uolieną. Giliau yra 10 cm storio priemolio sluoksnis, dengiantis molio nuogulas. Antras gręžinys įrengtas kranto šlaito viršuje. Čia glėjiškas rudžemis mažiau eroduotas – 35 cm sluoksniu dengia struktūrinio molio nuogulas. Trečio ir ketvirto gręžinių vietose dirvožemis toks pats, kaip ir pirmuose dviejuose gręžiniuose, tik jo storis 45 cm. Giliau – molis. Molis aptiktas visame 2,5 m gylio ketvirtojo gręžinio sluoksnyje, tuo tarpu trečiame gręžinyje, kaip ir ankstesniuose dviejuose 165 cm gylyje aptiktas 20 cm storio žvirgždo sluoksnis (A priedas 3A lentelė).

Tyrimų posto vieta Verknės upės baseine parinkta paskutinio apledėjimo Pabaltijo žemumų srities Nemuno vidurupio plynaukštės rajono Jiezno banguotos limnoglacialinės lygumos mikrorajone. Tai vėlyvojo Nemuno ledynmečio, Baltijos stadijos metu suformuotas prieledyninis reljefas. Vyrauja Holoceno laikotarpio smulkaus smėlio salpinis aliuvius (pakrantėje iki 10 m), pereinantis į Baltijos limnoglacialinių nuogulų aleuritingą molį. 900 m atstumu, aukščiau, nuo tyrimų posto yra galvijų ferma (vidutinis pavojus gruntiniams, paviršiniams ir požeminiams vandenims), trys veikiantys vandens gavybos gręžiniai. Tyrimų postas įrengtas kairiame krante, pievoje šalia (5 m atstumu) dirbamų laukų. Ty-

rimų poste nuogulos vienalytės savo charakteristikomis (A priedas 4A lentelė): visi keturi gręžiniai yra 210 ± 5 cm aukštyje nuo SVL. Vyrauja glėjiškas išplautžemis: pirmame gręžinyje 35 cm storio, kituose – 45 cm. Po dirvožemiu slūgso vienalytės nuogulos – molis. Visuose gręžiniuose įrengti lizimetrai mėginiams imti paviršiuje ir iš 1, 2 m gylio.

Tyrimų posto vieta Akmenos-Danės upės baseine yra paskutinio apledėjimo Žemaičių-Kuršo srities Vakarų Žemaičių lygumos rajono Kretingos apskalaautos moreninės mikrorajone. Tai moreninė ir limnoglacialinė lyguma, suformuota vėlyvojo Nemuno ledynmečio, Baltijos stadijos ledo periferinės akumuliacijos metu. Paviršiuje Holoceno laikotarpio priesmėlis (pakrantėje iki 3 m), pereinantis į Baltijos glacialinių nuogulų (pagrindinės morenos) moreninį priemolį. Taršos šaltinių atstumu iki 1 km nuo įrengto tyrimų posto LGT neužregistravusi, 650 m atstumu veikia vandens gavybos gręžinys. Pirmas, antras ir trečias lizimetriniai gręžiniai įrengti šlaite (A priedas 5A lentelė). Glėjiškas išplautžemis 15 cm sluoksniu dengia priemolio nuogulas. Ketvirtas lizimetrinis gręžinys įrengtas 245 cm aukščiau ir 20 m atstumu nuo SVL. 40 cm glėjiško išplautžemio sluoksnis dengia vienalytį priemolio sluoksnį. Gręžinyje įrengti lizimetrai mėginiams rinkti nuo paviršiaus, 1, 2 ir 2,5 m gylio.

Tyrimų posto vieta Lėvens upės baseine yra paskutinio apledėjimo Pabaltijo žemumų srities Mūšos-Nemunėlio lygumos rajono, Alizavos banguotos moreninės lygumos mikrorajone, moreninėje ir limnoglacialinėje lygumoje (A priedas 6A lentelė). Reljefas suformuotas Nemuno ledynmečio, Baltijos stadijos metu, vykstant periferinei glacialinei akumuliacijai. Paviršiuje vyrauja Holoceno laikotarpio priesmėlis pakrantėje (iki 5 m), pereinantis į Baltijos glacialinių nuogulų (pagrindinės morenos) moreninį priemolį. Pirmame ir antrame lizimetriniuose gręžiniuose glėjiškas rudžemis 20 cm sluoksniu dengia priemolio nuogulas. Storesniu – 30–35 cm sluoksniu glėjiškas rudžemis slūgso trečiame ir ketvirtame gręžiniuose, dengdamas priemolio nuogulas.

2.4. Biogeninių medžiagų migracijos per skirtingų nuogulų aeracijos zoną eksperimentinių tyrimų metodika

Eksperimentiniais tyrimais siekiama nustatyti bendrąsias biogeninių medžiagų vertikalios migracijos aeracijos zonoje ypatybes smėlio ir priemolio nuogulose, didinant biogeninių medžiagų apkrovas. Eksperimentiniams tyrimams pasirinkti smėlio ir priemolio nuogulų laukai (2.8 pav.).

2.8 pav. Eksperimentinių gręžinių vietos. Laukai: 1 – smėlio, 2 – priemolio (maps.google.com)

Fig. 2.8. Experimental research points. Field: 1 – sandy, 2 – loamy (maps.google.com)

Vadovaujantis natūrinių tyrimų daugiapakopio lizimetrinio gręžinio įrengimo metodika, įrengti daugiapakopiai lizimetriniai gręžiniai (2.7 lentelė).

2.7 lentelė. Eksperimentinių tyrimų vietų charakteristikos

Table 2.7. Characteristics of experimental research points

Taško Nr.	Nuogulų tipas pagal kerno duomenis	Genezė	Koordinatės LKS
1	Įvairus smėlis	Kraštiniai fliuvioglacialiniai dariniai	582022, 6080483
2	Moreninis priemolis, priesmėlis	Kraštiniai fliuvioglacialiniai dariniai	575368, 6083915

2,5 m gylis lizimetriniuose gręžiniuose rezervuarai eksperimentiniams tyrimams įrengti kas 0,5 m. Tiriama vandens kokybė natūraliose sąlygose (2 mėginiai), vėliau didinant vietovės antropogeninę apkrovą tiriamomis medžiagomis 3 m skersmens apie gręžinį teritorijoje. Antropogeninė apkrova didinama azotu (N) ir fosforu (P) skystu pavidalu įterpiant į dirvožemį (A priedas 7A lentelė).

Azoto ir fosforo kiekiai kas 20 dienų didinti nuo 0 iki 50 kg/ha kiekvienai medžiagai. Siekiant sudaryti tinkamą drėgmės režimą bei spartinant cheminių medžiagų patekimą į gilesnius nuogulų sluoksnius plotas kas 10 dienų laistomas – pateikiama papildoma pusės mėnesio kritulių norma. Per eksperimento laikotarpį (du sezonai) paimti 252 mėginiai.

2.5. Matematinio modelio taikymo metodika

Matematinio modeliavimo tikslas – surasti ir Lietuvos sąlygoms pritaikyti modeliavimo programą, per upių pakrančių skirtingų nuogulų aeracijos zonas einančių ir su gruntiniais vandenimis į upes patenkančių biogeninių medžiagų srautų dinamikai ir kiekiams modeliuoti. Matematinis modeliavimas vykdytas CHEMFLOTM-2000 modeliavimo programiniu paketu (2.9 pav.) atlikus natūrinius ir eksperimentinius tyrimus, turint faktines duomenų eiles.

Programinė įranga leidžia vartotojams nustatyti vandens ir cheminių medžiagų judėjimo nuogulose sistemas, sprendžia šių sistemų matematinius modelius, grafiškai ir patogiai eksportavimo į kitas programas forma pateikia rezultatus. Modeliavimo programoje naudojamos skaičiavimo diferencialinės lygčių sistemos tinkamos vandens ir cheminių medžiagų migracijai tirti ir prognozuoti.

Matematiniam modelyje vandens filtracijai per nuogulas naudojamos Richards diferencialinės lygtys:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial x} - \sin(A) \right) \right] \quad (2.14)$$

arba

$$C(h) \frac{\partial Q}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial x} - \sin(A) \right) \right], \quad (2.15)$$

čia $Q = Q(h)$ debitas, $h = h(x, t)$ yra nuogulų, per kurias teka vanduo storis, x – koordinatė, lygiagrečiai srauto kryptčiai, t – laikas; $\sin(A)$ kampo tarp horizontalės tėkmės kryptimi ir tėkmės padėčių sinusas; $K(h)$ yra nuogulų hidraulinis laidumas atstumu h , $C(h)$ specifinė vandens talpa:

$$C(h) = \frac{\partial Q}{\partial h}. \quad (2.16)$$

Nulio laipsnių A kampas atitinka horizontaliam srautui, kai x didėja iš kairės į dešinę; 90 laipsnių kampas atitinka vertikalaus srauto tėkmei gilyn.

Šiuo principu programinė įranga imituoja vandens judėjimą nuogulose baigtiniu ilgiu pagal įvairias pradines sąlygas, t. y. vartotojas gali nurodyti pradinį vandens kiekį arba pradinį potencialą. Yra galimybė taikyti trijų tipų ribines sąlygas, kurios gali būti pakeistos bet kuriame modeliavimo etape, o tai ypač naudinga sprendžiant sudėtingas srautų problemas.

2.9 pav. CHEMFLOTM-2000 nuogulų tipo/savybių pasirinkimo dalis
Fig. 2.9. CHEMFLOTM-2000 window of sediment type/character of choice

Pagrindinė diferencialinė lygtis cheminių medžiagų migracijai. Migracija ir cheminių medžiagų skilimas šiame modelyje yra aprašyti konvekcijos-dispersijos lygtimi:

$$\frac{\partial}{\partial t}(Q_c + \rho S_c) = \frac{\partial}{\partial x} \left(QD \frac{\partial c}{\partial x} - q_\rho c \right) - \alpha Qc - \rho \beta A + \gamma Q, \quad (2.17)$$

čia $c = c(x, t)$ yra skystosios fazės cheminė koncentracija, $S_c = S_c(x, t)$ yra cheminės medžiagos koncentracija kietoje fazėje, $D = D(x, t)$ yra dispersijos koeficientas, $Q = Q(x, t)$ debitas, $q_\rho = q_\rho(x, t)$ yra vandens tankis nuogulose, $\rho = \rho(x)$ nuogulų tankis, $\alpha = \alpha(x)$ yra pirmos eilės skilimo greičio konstanta skystojoje fazėje, $\beta = \beta(x)$ yra pirmos eilės skilimo greičio konstanta kietojoje fazėje, $\gamma = \gamma(x)$ yra pradinės fazės konstanta skystojoje fazėje. Čia α , β ir γ yra daugiau arba lygu nuliui.

Iš Richards (2.14) lygčių gaunama:

$$(QR_Rc) = \frac{\partial}{\partial x} \left(QD \frac{\partial c}{\partial x} - q_\rho c \right) - (\alpha Qc - \rho \beta k)c + \gamma Q, \quad (2.18)$$

čia R_R yra cheminių medžiagų sulaikymo koeficientas apskaičiuojamas

$$R_R = 1 + \frac{\rho^k}{Q}. \quad (2.19)$$

Šiame modelyje cheminės medžiagos koncentracija skystoje fazėje ir judant vandeniui bet kurioje vietoje ir laiku nustatoma sprendžiant 2.18 lygtį. 2.19 lygtis naudojama cheminių medžiagų absorbcijai paskaičiuoti sausoje fazėje.

Cheminių medžiagų pradinės sąlygos. Modeliuojant cheminių medžiagų judėjimą nuogulose galima naudoti vienodas ar nevienodas pradines sąlygas. Galima pasirinkti standartines cheminių medžiagų degradacijos migruojant savybes, taip pat galima koreguoti degradacijos koeficientus, taip aprašant duomenų bazėje nesančių cheminių medžiagų savybes. Kaip ir vandens filtracija, modeliavimas vyksta baigtinio ilgio stulpeliais.

Cheminių medžiagų ribinės sąlygos. Nuogulų paviršiams gali būti taikomos kelios ribinės sąlygos. Šios sąlygos gali būti keičiamos bet kuriuo metu taip sprendžiant sudėtingų srautų uždavinius.

Lygtis 2.21 sukuria sistemą, kurioje koncentracija nuogulose ilgainiui tampa lygi pradinei koncentracijai. Todėl taikoma 2.18 lygtis, kuri yra artimesnė padėčiai realiose nuogulose. Richards (2.14) lygtyje sprendžiamas vandens srauto judėjimas nuogulose taikant pradines ir ribines sąlygas. Nuogulų hidraulinės savybės apibrėžiamos nurodant $Q(h)$ ir $K(h)$ funkcijas. Funkcijos sprendimui taikoma $h(x, t)$. Nuo šios funkcijos iki $Q(h)$ ir $K(h)$, gali būti pateiktos papildomos sąlygos tiksliam rezultatui gauti taikant papildomas vandens tėkmės lygtis. Srautų ir migracijos lygtys sprendžiamos baigtinių skirtumų metodais. Šie metodai leidžia suderinti diferencialines lygtis.

Vandens ir koncentracijų pritekėjimo ribiniai duomenys. Naudoti vidutiniai mėnesio ir dienos kritulių duomenys. Pradiniai cheminių medžiagų duomenys – nuogulų viršutinės dalies koncentracijos gautos natūrinių tyrimų metu, kaip kintanti apkrova.

Pradiniai duomenys, reikalingi modeliavimui yra šie:

- nuogulų tipo ir fizikinių savybių pasirinkimas. Programoje pateikiamoje duomenų bazėje galima pasirinkti nuogulų tipą su standartinėmis reikšmėmis (2.11 pav.), taip pat vartotojui galima šias reikšmes keisti kuriant naujo tipo ir fizikinių savybių nuogulas;
- vandens patekimo į modeliuojamą zoną būdas ir savybės;
- cheminių medžiagų tipo ir savybių pasirinkimas pagal programos duomenų bazėje pateikiamas lenteles, galimas šių savybių redagavimas;
- modeliuojamos vietovės geomorfologinės ir geofizikinės savybės.

Modelis kalibruotas pagal eksperimentinio tyrimo priemolio nuogulų lauke rezultatus, keičiant empirinius cheminių medžiagų degradacijos koeficientus tol,

kol pasiekti geriausi sutapimai tarp išmatuotų ir modeliuotų atitinkamų cheminių medžiagų koncentracijų.

Suskaičiuotas modelio efektyvumo koeficientas modelį verifikuojant dviem etapais:

- eksperimentinio tyrimo molio ir smėlio nuogulų laukuose rezultatams;
- natūrinių tyrimų rezultatams.

Modeliavimui parenkami skirtingų nuogulų grupių tyrimų postai. Kadangi kiekvienas iš sezonų pasižymi specifinėmis sąlygomis, modeliavimas atliekamas trimis scenarijais, atitinkančiais pavasario, vasaros ir rudens sezonus. Pavasario sezonu dominuos įšalo likučiai ir paviršinio nuotėkio vyravimas, prasidedanti augalų vegetacija. Galimai padidėjusi biogeninių medžiagų prietaka žemės ūkio vietose. Vasaros sezonu dominuos intensyvi augalų vegetacija, pasitaikantis laukų tręšimas žemės ūkio regionuose, ribotas paviršinis nuotėkis. Rudens sezonu būdinga augalų vegetacijos mažėjimas ir intensyvesnis biogeninių medžiagų atpalaidavimas iš pūvančių augalų, paviršinis nuotėkis.

Įvertinant modeliavimo rezultatus, jie lyginami su stebėsenos tyrimų posto duomenimis, nustatomas modelio efektyvumo koeficientas E , duomenų eilės analizuojamos, nustatant koreliacijos ryšį r ir reikšmingumą p .

Modelio efektyvumo koeficientas E_m skaičiuojamas pagal Nash and Sutcliffe (1970) formulę:

$$E_m = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\theta_{stb,i} - \theta_{mod,i})^2}{\sum_{i=1}^n (\theta_{stb,i} - \theta_{stb}^{vid})^2}, \quad (2.20)$$

čia n – stebėjimų skaičius, vnt.; θ_{stb}^{vid} – visų stebėjimais nustatytų bendrojo azoto ir bendrojo fosforo koncentracijų upių vandenyje vidurkiai; $\theta_{stb,i}$ ir $\theta_{mod,i}$ – stebėtos ir sumodeliuotos bendrojo azoto ir bendrojo fosforo koncentracijos upių vandenyje.

Kai modelio efektyvumo koeficientas $E_m = 1$, tai reiškia, kad stebėtos ir sumodeliuotos teršalų koncentracijos sutampa idealiai. Kai $E_m > 0,5$ – modelio efektyvumas labai geras, kai E_m yra tarp 0,4 ir 0,5 – modelio efektyvumas geras, o tarp 0,3 ir 0,4 – patenkinamas. Kai $E_m < 0,3$ reikia didinti stebėjimo duomenų eilę arba ieškoti klaidų duomenyse. Kai $E_m = 0$, tai rodo, kad modeliavimo duomenys atitinka tik stebėtųjų duomenų vidurkį (pagal tiesinę priklausomybę).

2.6. Antrojo skyriaus išvados

1. Tyrimai, atliekami skirtinguose, Lietuvos hidrologinėms sritims priklausančiuose 6 vyraujančių nuogulų, upių baseinuose, leidžia darbo rezultatus taikyti bet kuriame analogiškų gamtinių sąlygų upės baseine.
2. Įvertinant upės baseino nuogulų sklaidą prievaginių ruožų principu sukurta vandens balanso lygtis, kuria nustatomas kritulių, iškritusių upės baseine, požeminiu nuotėkiu patenkančių į upės vagą, kiekis.
3. Vandens kokybės, hidrologinių ir meteorologinių parametrų analizės metodikos leidžia susieti ir įvertinti Lietuvos valstybinio monitoringo duomenis su duomenimis gaunamais natūriniais bei eksperimentiniais tyrimais.
4. Biogeninių medžiagų vertikalios ir horizontalios migracijos tyrimo bei tyrimų postų įrengimo metodikos, paremtos daugiapakopių lizimetrų ir/arba jų kompleksų panaudojimu, leidžia nuosekliai tirti biogeninių medžiagų vertikalią ir horizontalią migraciją upių pakrantėse.
5. Sukurta ir tyrimų metu naudota transportabili lauko tyrimų įranga: mechaninio gręžimo rankinis grąžtas; gruntaspaudis, vandens mėginių išgavimui laboratoriniams tyrimams iš ant grąžto menčių iškeltų nuogulų; daugiapakopis lizimetras, per nuogulų aeracijos zoną besifiltruojančio vandens mėginiams rinkti.
6. Per upių pakrančių skirtingų nuogulų aeracijos zonas einančių ir su gruntiniais vandenimis į upes patenkančių biogeninių medžiagų srautų dinamikai ir kiekiams modeliuoti pasirinktas CHEMFLOTM-2000 modeliavimo programinis paketas.

Pakrančių nuogulų įtakos upių vandens kokybei tyrimų rezultatai

Skyriuje pateikiami upių hidrologinių ir hidrocheminių parametrų kaitos, jų priklausomybės nuo baseinų geomorfologinių sąlygų bei nuogulų analitinių tyrimų rezultatai. Pateikiami biogeninių medžiagų migracijos nuogulų aeracijos zonoje ir gruntinio vandens paviršiaus natūrinių ir eksperimentinių tyrimų, matematinio modeliavimo rezultatai.

Skyriaus tematika paskebta 8 autoriaus su bendraautoriais straipsnių (Litvinaitis ir Šaulys 2012; Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė *et al.* 2011; Litvinaitis ir Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2011; Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė ir Litvinaitis 2010; Litvinaitis ir Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2012; Litvinaitis ir Šaulys 2011a; Litvinaitis *et al.* 2010; Litvinaitis 2010).

3.1. Upių hidrologinių ir hidrocheminių parametrų kaitos priklausomybės nuo baseinų geomorfologinių sąlygų bei nuogulų analitinis įvertinimas

3.1.1. Upių baseinų nuogulų sklaidos įvertinimas

Analizuojant prievaginių ruožų plotus tiriamo baseino ploto procentinei išraiškai nustatyta, kad daugiau kaip 60 % baseinų teritorijos užima 50–200 m ir 200–500 m pločio prievaginiai ruožai Šešuvio, Akmenos-Danės ir Lėvens upių baseinuose. Juose 50–200 m ruožai užima 33–37 %, o 200–500 m ruožai – 32–35 % baseinų ploto. 0–50 m ruožai užima 11–13 %, 500–800 m ruožai – 14–16 %, 800–1100 m ir daugiau kaip 1100 m ruožai kiekvienas užima 1–5 % analizuoto baseino ploto.

Verknės baseine 50–200 m, 200–500 m ir 500–800 m kiekvienas iš ruožų užima 22–27 %, o Žeimenos ir Ūlos – atitinkamai 14–25 % baseinų ploto. 0–50 m ruožai Verknės, Žeimenos ir Ūlos užima 4–7 % baseinų plotų, o 800–1100 m ruožai – 8–9 %. Ūlos baseine 50–800 m ruožai užima 48 % baseino teritorijos, >1100 m ruožas – virš 38 % baseino teritorijos. Toks ruožų plotų pasiskirstymas upių baseinuose tiesiogiai veikiamas hidrografinio tinklo tankumo (Jablonskis *et al.* 2007). Į šią struktūrą atsižvelgiama tolimesnėje analizėje.

Ūlos baseine smėlio nuogulos dengia 73,1 % iš 453,1 km² Lietuvos teritorijoje esančio baseino ploto (B priedas 1B lentelė). Priemolis dideliais, vidutiniškai 4 km² plotais, paplitęs šiaurinėje baseino vidurupio dalyje, molis – pietiniame baseino vidurupio pakraštyje. Tirtas 379 km² segmentas (iki Zervynų vandens matavimo stoties) apima Lietuvos teritorijoje esančius Ūlos vidurupį ir žemupį (3.1 pav.). Čia smėlio nuogulos dengia 69,4 % tiriamo baseino segmento ploto ir nuo 0–50 iki 500–800 m ruože nuosekliai kinta nuo 52,6 % iki 73,2 % (3.2 pav.). Priemolis dengia 17,3 % segmento ploto, 200–500 m pločio ruožuose sudaro 21,3 %. Puvena ir durpė didžiąja dalimi slūgso ant smėlio nuogulų aukštupyje ir vidurupyje, 0–50 m ruože dengia 33,6 % ploto.

Žeimenos baseine smėlio nuogulos dengia 59,3 % iš 2792,7 km² Lietuvos teritorijoje esančio baseino ploto (B priedas 1B lentelė), priemolio – 26,2 %, molio – 0,7 %, puvena ir durpė, slūgsančios ant smėlio nuogulų, – 13,8 %. Didelis baseino ežeringumas (7 %) ir pelkėtumas įvairių autorių nuomone veikia tolygų Žeimenos upės nuotėkį. Nuogulų tipai baseine paplitę tolygiai. Aiškiausiai segmentuotos yra molio nuogulos, sudarančios 4 arealus baseino aukštupyje ir žemupyje.

Tiriamas baseino segmentas (3.3 pav.) pasirinktas tarp Kaltanėnų ir Pabradės VMS. Jo 1828 km² plotas apima Žeimenos vidurupį. Čia smėliai dengia 60,2 %, priemolis 13,8 % baseino segmento ploto. Tirtame baseino segmente

ežeringumas nesiskiria nuo viso baseino ežeringumo – 7 %, o puvenos ir durpės 0–50 m ruožą dengia 32,2 %, tolimiausiai – apie 10 % (3.4 pav.).

3.1 pav. Ūlos baseino nuogulų sklaida. Ryški dalis – tiriamas segmentas,

– hidrologinių, hidrocheminių ir natūrinių tyrimų postai

Fig. 3.1. Sediment dispersion of Ūla catchment. Bright part – investigated segment,

– hydrological, hydrochemical and in-kind research stations

3.2 pav. Tiriama Ūlos baseino segmento nuogulų kaita pakrantės ruožuose

Fig. 3.2. Sediments change in coastal sections of investigating segment of Ūla catchment

3.3 pav. Žeimenos baseino nuogulų sklaida. Ryški dalis – tiriamas segmentas,

— hidrologinių, hidrocheminių, — hidrologinių, hidrocheminių ir natūrinių tyrimų postai

Fig. 3.3. Sediment dispersion of Žeimenos catchment. Bright part – investigated segment,

— hydrological, hydrochemical, hydrological, — hydrochemical and in-kind research stations

Lėvens baseino plotas 1628,8 km². Smėlio nuogulos dengia 32,0 %, priemolio 46,0 %, molio – 9,6 % baseino ploto (B priedas 2B lentelė). Nuogulos vyrauja baseino dalyse: molio nuogulos dengia 95,8 % baseino žemupio, smėlio – 54,3 % vidurupio ir priemolio – 68,2 % aukštupio. Tyrimui pasirinktas Lėvens baseino aukštupys – iki Kupiškio vandens matavimo stoties (3.5 pav.). Ten priemolis apima 68,2 % segmento ploto (3.6 pav.). Lėvens aukštupio visuose pakrantės ruožuose priemolis dengia didžiąją dalį, o 200–800 m ruože – net 77,8–73,3 %. Smėlis dengia 13,5 % segmento ploto, didesni, iki 21,2 % kiekiai yra arčiau upės. Puvenos ir durpės degia 14,3 % ploto, didžiausia dalis (41,9 %) yra platesniame nei 1100 m ruože.

3.4 pav. Žeimenos baseino analizuojamo segmento nuogulų kaita pakrantės ruožuose
Fig. 3.4. Sediments change in coastal sections of Žeimenas catchment

3.5 pav. Lėvens baseino nuogulų sklaida. Ryški dalis – tiriamas segmentas,

– hidrologinių, hidrocheminių, – hidrologinių, hidrocheminių ir natūrinių tyrimų postai

Fig. 3.5. Sediment dispersion of Lėvuos catchment. Bright part – investigated segment,

– hydrological, hydrochemical and – hydrological, hydrochemical and in-kind research stations

3.6 pav. Lėvens aukštupio nuogulų kaita pakrantės ruožuose
Fig. 3.6. Sediments change in coastal sections of Lėvuo riverhead

82,7 % viso 580,2 km² Akmenos-Danės baseino ploto dengia priemolis. Smėlis dengia 13,3 % baseino ploto, jo arealai išsidėstę žemupyje ir vakariniame baseino vidurupio pakraštyje. Molio (1,7 %) 0,4–0,4 km² ploto arealai išsibarstę aukštupyje. Tyrimui parinktas 192 km² ploto (iki Tūbausių vandens matavimų stoties) baseino segmentas (3.7 pav.).

3.7 pav. Akmenos-Danės baseino nuogulų sklaida. Ryški dalis – tiriamas segmentas,

Fig. 3.7. Sediment dispersion of Akmena-Danė catchment. Bright part – investigated segment), hydrological, hydrochemical and in-kind research stations

Tiriamos Akmenos-Danės segmento plotas 90,0 % dengia priemolis, smėlis – 5,7 %, molis 4,0 % (3.8 pav.). Puvena ir durpė dengia 0,3 % segmento ploto, 800–1100 m ruože 9,2 %, 0–50 m – 5,6 %.

3.8 pav. Akmenos-Danės aukštupio nuogulų kaita pakrantės ruožuose
Fig. 3.8. Sediments change in coastal sections of Akmena-Danė riverhead

Verknės baseine molis dengia 17,2 % viso 727,5 km² Verknės baseino ploto (B priedas 3B lentelė). Didžioji molio nuogulų dalis yra baseino žemupyje ir keletas 0,2–0,3 km² arealų – vidurupyje. Tirtas 386 km² segmentas (3.9 pav.) pasižymi didėjančiomis tolyn nuo kranto smėlio nuogulomis. Molio dalis mažesnė – 19,3 % baseino ploto ir 19,9–23,4 % 0–500 m pločio ruožuose, bet koncentruotu ir dideliu arealu dengia tiriamą baseino segmentą (3.10 pav.). Baseino žemupyje yra didelis vientisas molio nuogulų plotas, apimantis 96 % žemupio kairiojo kranto dalies.

Šešuvio baseine molis dengia 27,1 % viso 1915,7 km² baseino ploto (3.11 pav.). Didžioji molio nuogulų dalis yra vidurupyje ir išsidėsčiusi vientisais areaiais apibus Šešuvio. 0–500 m pločio pakrantės ruožuose molis dengia 28,5–1,0 %, o vidurupio 0–500 m ruožuose – 48,2 %.

Analizuota 1880 km² baseino teritorija pasižymi dideliu smėlingumu platesniuose kaip 1100 m pakrantės ruožuose (49,2–75,2 %) bei dideliais 34,6 % priemolio kiekiais 500–1100 m ruožuose (3.12 pav.). Arčiau kranto 0–500 m pločio pakrantės ruožuose 28,5–31,0 % ir ypač vidurupyje 49,9 % santykinai dideli molio plotai.

Smėlinguose upių baseinuose, kur smėlis dengia virš 60 % baseino ploto, tirtuose ruožuose tolstant nuo kranto smėlio dalis didėja nuo 48,2 % iki 78,0 %

ruožo ploto. Priemolio plotai didžiausi 200–800 m ruožuose (16,9–28,4 %), o molio plotų sklaida labai netolygi.

3.9 pav. Verknės baseino nuogulų sklaida. Ryški dalis – tiriamas segmentas,

– hidrologinių, hidrocheminių ir – natūrinių tyrimų postai
Fig. 3.9. Sediment dispersion of Verknė catchment. Bright part – investigated segment,
– hydrological, hydrochemical and – in-kind research stations

3.10 pav. Verknės segmento nuogulų kaita pakrantės ruožuose

Fig. 3.10. Sediments change in coastal sections of Verknė segment

3.11 pav. Šešuvio baseino nuogulų sklaida. Ryški dalis – tiriamas segmentas,

– hidrologinių, hidrocheminių ir – natūrinių tyrimų postai
Fig. 3.11. Sediment dispersion of Šešuvio catchment. Bright part – investigated segment,
– hydrological, hydrochemical and – in-kind research stations

3.12 pav. Šešuvio baseino nuogulų kaita pakrantės ruožuose

Fig. 3.12. Sediments change in coastal sections of Šešuvio catchment

Priemolinguose upių baseinuose, kur priemolis dengia 68,2–90,0 % baseino ploto, didžiausi 77,8–90,8 % priemolio plotai fiksuoti 200–500 m pločio ruožuose. Smėlis čia dengia apie 11,9 % baseino arba segmento ploto, didžiausi, iki 21,2 %, aliuvio plotai sutinkami 0–50 m ruožuose. Molis dengia iki 4,1 % baseino arba segmento ploto. Tirtus molio nuogulų baseinus dengia iš pirmo žvilgsnio nedideli, dengiantys iki 27,2 % baseino segmento ploto, bet koncentruotais areaiais išsidėsčiusios molio nuogulos.

Smėlinguose upių baseinuose, kur smėlis dengia virš 60 % baseino ploto, smėlio dalis tirtuose ruožuose tolygiai nuo kranto didėja nuo 48,2 % iki 78,0 % ruožo ploto. Priemolio plotai didžiausi 200–800 m ruožuose (16,9–28,4 %); molio plotų sklaida labai netolygi. Priemolinguose upių baseinuose, kur priemolis apima 68,2–90,0 % baseino ploto, didžiausi priemolio plotai fiksuoti 200–500 m pločio ruožuose.

3.1.2. Upių baseinų geomorfologinių sąlygų įtakos upių hidrologiniams parametrams įvertinimas, nuogulų filtracijos koeficiento nustatymas

Atlikus nagrinėjamų upių metinių debitų kaitos tyrimus 1960–2011 laikotarpiu, nustatyta, kad smėlinguose Ūlos ir Žeimenos upių baseinuose metinių debitų reikšmės varijuoja 5–10 % ribose. Molinguose ir priemolinguose Verknės, Lėvens, Šešuvio ir Akmenos-Danės baseinuose debitų variacija yra platesnė. Verknės ir Šešuvio upių baseinuose vidutiniai metiniai debitai varijuoja nuo 15 iki 20 %, o Lėvens ir Akmenos-Danės – daugiau nei 20 % (3.13 pav.).

3.13 pav. Upių metinių debitų variacija 1960–2011 metų laikotarpiu

Fig. 3.13. Annual variation of river discharges

Tolesnei hidrologinių parametrų kaitos analizei buvo atliktas duomenų eilių glodinimas, kuris išryškino sisteminę laiko eilutės komponentę ir pašalino atsitiktinius svyravimus. Nors šis metodas dažniau naudojamas analizuojant periodinius svyravimus, jis taip pat taikomas ir neperiodiniams ciklams nustatyti. Pašalinus aukšto dažnio svyravimus labai gerai išsiskiria laikotarpiai, pasižymintys vidutiniškai didesnėmis arba mažesnėmis rodiklio reikšmėmis. Gauti rezultatai parodė, kad upių baseinų dydis nedarė esminės įtakos nuotėkio kaitai. Daryta prielaida, kad lemiančiu faktoriumi, darančiu įtaką debitų svyravimų skaičiui bei jų ilgiui, gali būti nuogulų sklaida baseine.

Pietryčių Lietuvos upėse fiksuoti 3 ar net 4 debitų dydžio svyravimai 1960–2011 metų laikotarpiu, o jų ilgis siekė nuo 4 iki 7 metų (3.14 pav.). Vidurio ir vakarų Lietuvos upėse fiksuoti 2 ir 4 debitų dydžio svyravimai 1960–2011 metų laikotarpiu. Jų ilgis buvo skirtingas: Vidurio Lietuvos upėse jis truko nuo 5 iki 8 metų (3.15 pav.), o vakarų Lietuvos upėse – nuo 6 iki 10 metų (3.16 pav.).

3.14 pav. Ūlos upės vidutinių metinių debitų kaita. - - vidutiniai metiniai debitai, 3 ir — 5 metų glodinimo kreivės

Fig. 3.14. Average annual river discharges change of Ūla river. - - average annual river discharges, 3 and — 5 year smoothing curve

Atlikus statistinę hidrologinių parametrų analizę pagal Mann-Kendall testą, kurios metu buvo siekiama nustatyti upių debitų kaitos tendencijas, tyrimai parodė, kad visų upių vidutinės metinės debitų eilės yra nereikšmingos. Tai reiškia, kad testo statistika neviršijo apskaičiuotos kritinės reikšmės, išskyrus Akmenos-Danės upėje. Statistinės hidrologinių parametrų analizės rezultatai parodė, kad tirtų upių debitai turi tendenciją didėti. Nagrinėjant atskirų sezonų upių debitų eiles pastebėta, kad labiausiai išsiskyrė žiemos sezonas, kurio metu hidrologinių

duomenų eilės buvo reikšmingos visose nagrinėjamose upėse, o kaitos tendencija visur buvo teigiama (3.1 lentelė).

3.15 pav. Lėvens upės vidutinių metinių debitų kaita. - - vidutiniai metiniai debitai, — 3 ir — 5 metų glodinimo kreivės

Fig. 3.15. Average annual river discharges change of Lėvu river. - - average annual river discharges, — 3 and — 5 year smoothing curve

3.16 pav. Verknės upės vidutinių metinių debitų kaita. - - vidutiniai metiniai debitai, — 3 ir — 5 metų glodinimo kreivės

Fig. 3.16. Average annual river discharges change of Verknė river. - - average annual river discharges, — 3 and — 5 year smoothing curve

Upės žiemą tampa vandeningsnėmis, nes dėl šiltėjančio klimato krituliai iškrenta lietaus, o ne sniego pavidalu. Rudens sezonu visų upių duomenų eilės buvo nereikšmingos. Vasaros sezono duomenų eilių reikšmingumas taip pat nebuvo didelis. Reikšminga tik Ūlos upės duomenų eilė. Pavasario sezonu Ūlos, Verknės ir Šešuvio upių duomenų eilės turėjo neigiamą kaitos tendenciją, tačiau kaitos trendas buvo nereikšmingas.

3.1 lentelė. Mann-Kendall testo rezultatai

Table 3.1. Test results of Mann-Kendall

Testo statistika – TS, Reikšmingumas – R		Upės					
		Ūla	Žeime- na	Verknė	Šešuvis	Akme- na- Danė	Lėvuo
Vidutinis metinis	TS	0,729	1,058	-0,453	0,079	2,499	0,542
	R	NS	NS	NS	NS	S(0,05)	NS
Pavasario sezonas	TS	-0,862	0,72	-0,667	-1,471	0,71	-0,747
	R	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Vasaros sezonas	TS	2,124	-0,436	-1,031	0,079	1,591	0,382
	R	S(0,05)	NS	NS	NS	NS	NS
Rudens sezonas	TS	-0,133	0,613	0,187	-0,618	-0,369	1,058
	R	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Žiemos sezonas	TS	3,813	2,562	3,226	2,797	2,67	3,191
	R	S(0,01)	S(0,05)	S(0,01)	S(0,01)	S(0,01)	S(0,01)

NS – nereikšminga

S(. .) – reikšmingumas su tam tikra paklaida

Krituliai yra pagrindinis baseino hidrologinį režimą nulemiantis veiksnys, todėl informacija apie kritulių pasiskirstymą laike ir erdvėje suteikia pagrindą nagrinėti nuotėkio susidarymą. Įprastai ant vandens telkinio paviršiaus iškritę krituliai sudaro palyginti mažą nuotėkio dalį, kadangi pats vandens telkinys apima mažą dalį viso baseino ploto. Nepaisant to, esant dideliame baseino ežerinumui, tiesioginiai krituliai gali turėti didesnės įtakos. Dalis sniego ar lietaus pavidalu iškrentančių kritulių gali būti sulaikoma augalų ar statinių paviršiuje ir išgaruodami grįžti į atmosferą. Kita, žemę pasiekusi kritulių dalis, per dirvožemį filtruotasi į nuogulas pripildydama nuogulų poras. Dalis kritulių virsta paviršiniu nuotėkiu, t. y. žemės paviršiumi nuteka į paviršinio vandens telkinius. Pagrindinė paviršinio nuotėkio susidarymo priežastis yra vandens nesugebėjimas filtruotis į nuogulas. Paviršinis nuotėkis labai greitai pasiekia mažus upelius ir jais yra nuteka į didesnes upes.

Analizuoti 6 (Vilniaus, Utenos, Varėnos, Laukuvos, Kretingos ir Panevėžio) meteorologinių stočių, kurios atspindi nagrinėtų upių baseinuose kritulių kiekių duomenis. Visose nagrinėjamose upėse metinė kritulių kiekių kaita yra savita,

nes tik vakarinėje Lietuvos dalyje yra stebima bendra meteorologinių parametrų kaita, kurią lemia jūrinio klimato specifika. Varėnos, Panevėžio meteorologinėse stotyse užfiksuota, kad maksimalus kritulių kiekis iškrinta liepos mėnesį, o Vilniaus stotyje rugpjūčio mėnesį. Utenos stotyje išsiskiria birželio ir rugpjūčio mėnesiai. Visais kitais mėnesiais kitimas panašus kaip Panevėžio meteorologinėje stotyje. Laukuvos stotyje maksimalių kritulių kiekis iškrinta vasaros mėnesiais, o jų kaitos amplitudė siekia 10–15 mm. Rugsėjo mėnesį sumažėjęs kritulių kiekis vėl pradeda didėti ir antras, nors ne toks ryškus pikas būna lapkričio mėnesį. Kitokia kritulių kaita yra vakarų Lietuvoje. Kretingos meteorologinėje stotyje kritulių pasiskirstymo eiga panaši kaip Laukuvos stotyje, tačiau kritulių kiekis yra didesnis.

Norint įvertinti kritulių pokyčius, lėmusius nuotėkio pasikeitimus, nagrinėjamas laikotarpis padalintas į dvi dalis: 1960–1983 m. ir 1984–2011 m. Šiems periodams atlikta kritulių kaitos analizė, kuri parodė, kad ryškesnė meteorologinių sąlygų kaita prasidėjo septintajame dešimtmetyje (Dumbrasukas *et al* 2008). Šiuo atveju naudota vienfaktorinė dispersinė analizė, kur pradžioje iškelta statistinė hipotezė:

$$\begin{cases} H_0 : \mu_1 = \mu_2 \\ H_1 : \text{vidurkiai skiriasi} \end{cases}, \quad (3.1)$$

čia μ_1, μ_2 – kritulių vidurkiai skirtingais laikotarpiais.

Dispersinės analizės rezultatai rodo, kad visų meteorologinių stočių kintamieji reikšmingai skiriasi (Varėnos meteorologinės stoties kritulių vienfaktorinės dispersinės analizės rezultatai 3.2 lentelė), vadinasi juos tikslinga analizuoti atskirai. Kintamojo 1960–1983 m. laikotarpiu $p - \text{reikšmė} > 0,05$. Tai reiškia, kad kritulių kiekiai per nagrinėjamą laikotarpį reikšmingai skiriasi. Ši analizė patvirtino, kad pasirinkti teisingi duomenų nagrinėjimo laikotarpiai.

3.2 lentelė. Varėnos meteorologinės stoties kritulių vienfaktorinės dispersinės analizės rezultatai

Table 3.2. Precipitation dispersive analysis results of Varėna meteorological station

Parametrai	B	Standartinė paklaida	t-testas	p-reikšmė	95% patikimumo intervalo ribos	
					apatinė	viršutinė
Sudedamieji	0,904	3,174	0,241	0,705	-5,672	8,141
1960–1983	0 (a)					
1984–2011	0,124	0,09	1,47	0,18	-0,061	0,501

Tyrimai parodė, kad per 1984–2011 metų laikotarpį visų nagrinėjamų upių baseinuose kritulių kiekiai žymiai padidėjo sausio ir vasario mėnesiais (C priedas). Antrojo laikotarpio metu, kovo mėnesį kritulių kiekis padidėjo Vilniaus, Varėnos ir Laukuvos stotyse, o balandžio mėnesį – visose nagrinėjamose meteorologinėse stotyse sumažėjo.

Nustačius didelio kritulių kiekio metus (iki 33 % tikimybės), buvo pasirinkti atitinkamų metų debitai, kurie išreikšti hidromoduliu. Tyrimai parodė, kad krituliai trumpu, 5–8 dienų laikotarpiu, tiesiogiai nedaro įtakos upių nuotėkio kaitai. Suprantama, didelę reikšmę turi garavimas, tačiau upių baseino nuogulų struktūra nulemia kritulių nutekėjimą į paviršinius vandenis bei jų garavimą nuo baseino paviršiaus.

Išnagrinėjus upes, kurių baseine smėlis dengia daugiau 60 % ploto pastebėta, kad esant 1,45 % tikimybės vidutiniam metiniam kritulių kiekiui, Ūlos upės debito tikimybė siekia 30,37 %, Žeimenos upės – 51,03 % tikimybės (3.17 pav.). Tokius skirtingus debitus lėmė nuogulų pasiskirstymas atskiruose upių baseinų ruožuose.

3.17 pav. Nuotėkio ir kritulių pasiskirstymas maksimalaus kritulių kiekio metais smėlio nuogulų grupės upėse

Fig. 3.17. Runoff and precipitation distribution of the maximum rainfall of sandy sediments rivers group

Ūlos ir Žeimenos upių baseinuose nuotėkį ypač veikė pelkių plotai, užiman- tys atitinkamai 13,3 % ir 13,7 % viso baseino ploto. Kaip žinia, pelkės yra geras vandens atsargų akumulatorius. Išnagrinėjus kritulių kiekių įtaką nuotėkiui atskirais sezonais, nustatyta, kad esant maksimaliems krituliams (1,45 % tikimybės) Ūlos upės debitas pavasarį atitiko 44,83 %, vasaros 20,04 %, o rudens se-

zonu – 34,50 % tikimybės. Kadangi upės baseine gausu pelkių, dideli smėlio plotai ir beveik visai nėra molio plotų (tik 0,9 % baseino ploto), todėl upės nuotėkio kaitai krituliai neturi aiškos priklausomybės. Kiek kitokia situacija yra Žeimenos upės baseine. Čia esant dideliame kritulių kiekiui upės debitas pavasario sezonu atitiko 30,37 %, vasaros – 32,44 %, o rudens 51,03 % tikimybės. Šios upės baseine, kaip ir Ūlos, paplitę smėliai ir yra nemažai pelkių (13,7 % baseino). Žeimenos baseine apie 0,7 % dengia molio nuogulos, esančios keturiuose arealuose.

Naudojant vandens balanso lygtį (2.7) analizuota kiekvienos dienos kritulių ir debitų dinamika, nustatyti filtracijos koeficientai. Ūlos upės baseine vidutinis filtracijos koeficientas yra 6,7 m/d, perskaičiavus ruožų nuogulų struktūrą smėliui nustatytas 6,9 m/d filtracijos koeficientas (3.3 lentelė). Žeimenos baseine vidutinis filtracijos koeficientas gautas 6,9 m/d, smėlio – 8,4 m/d.

3.3 lentelė. Perskaičiuoti nuogulų filtracijos koeficientai, m/d

Table 3.3. Recalculated sediments filtration coefficients, m/day

Upės baseinas	Nuogulų grupė			Vidutinis filtracijos koeficientas
	smėlio	priemolio	molio	
Ūla	6,9	1,2	0,02	6,7
Žeimena	8,4	1,3	0,02	6,9
Lėvu	5,4	1,4	0,2	3,8
Akmena-Danė	5,2	1,3	0,05	3,1
Šešuvis	5,9	1,2	0,2	3,2
Verknė	5,2	1,2	0,4	3,6
Vidutinis filtracijos koeficientas	6,2	1,3	0,1	4,6

Upių baseinuose, kur priemolis dengia daugiau nei 70 % baseino ploto, esant 1,45 % tikimybės vidutiniame metiniame kritulių kiekiu (maksimalūs kritulių kiekiai per visą nagrinėjamą laikotarpį), vandens debitai Akmenos-Danės upėje atitiko 11,78 %, Lėvens – 32,44 % tikimybės. Pastebėta, kad Akmenos-Danės upėje debitai, iškritus maksimaliam kritulių kiekiui pavasario sezonu, atitiko 28,31 %, vasaros – 11,78 %, o rudens – 22,11 % tikimybės. Panaši situacija yra Lėvens upėje. Esant maksimaliam kritulių kiekiui debitų tikimybės Lėvens upėje kito atitinkamai: pavasario sezonu 40,70 %, vasaros – 53,10 % bei rudens – 13,84 %. Tokį skirtumą gali lemti tai, kad Lėvens upės baseine pelkės užima 13,0 % viso baseino ploto ir be to, jos tolygiau pasiskirsčiusios per visus ruožus. Didesni priemolio plotai daro didesnę įtaką sezoniniam nuotėkiui ir tai atsiskleidžia analizuojant Akmenos-Danės upės nuotėkio kaitą per metus (3.18 pav.).

Nustatytas vidutinis filtracijos koeficientas Lėvens baseine yra 3,8, Akmenos-Danės – 3,1 m/d.

3.18 pav. Nuotėkio ir kritulių pasiskirstymas maksimalaus kritulių kiekio metais priemolio nuogulų grupės upėje

Fig. 3.18. Runoff and precipitation distribution of the maximum rainfall of loamy sediments rivers group

Analizuojant Šešuvio upėje nuotėkio kaitą nustatyta, kad esant maksimaliam kritulių kiekiui upės debitas buvo 5,58 %, o Verknės upėje 11,78 % tikimybės. Pavasario sezonu Šešuvio upėje debitų tikimybė 22,11 %, o Verknės 38,64 % tikimybės (3.19 pav.). Vasaros sezono debitas kito atitinkamai 5,58 % ir 24,17 %, o rudens – 3,51 % ir 17,98 % tikimybės. Šešuvio upės debito tikimybės veikia baseino vidurupyje paplitęs molis ir apimantis iki 30 % ruožo ploto.

Verknės baseine kritulių ir debitų priklausomybę susilpnina baseino didesnis nei 7 % pelkėtumas ir iki 35 % baseino ploto apimantis priemolis. Nustatyti vidutiniai filtracijos koeficientai Šešuvio baseine – 3,2 m/d, Verknės – 3,6.

Analizuojant nuotėkio kaitos priklausomybę nuo kritulių kiekio kaitos, buvo skaičiuojami koreliacijos koeficientai bei jų patikimumas. Iš gautų rezultatų (3.4 lentelė) matyti, kad iš patikimų (patikimumas yra mažesnis už 0,05) didžiausi koreliacijos koeficientai buvo Šešuvio upėje žiemos sezonu (koreliacijos koef. 0,73) ir rudens sezonu (koreliacijos koef. 0,67). Toks pat patikimas koreliacijos koeficientas yra Akmenos-Danės upės žiemos sezonu. Visi kiti patikimi koreliacijos koeficientai kito nuo 0,32 iki 0,65.

Apibendrinant gautus rezultatus galima teigti, kad pavasario sezonui kiekybine ir kokybine prasme mažiausi koreliacijos koeficientai. Reikšmingi korelia-

cijos koeficientai fiksuoti Ūlos, Žeimenos, Šešuvio ir Akmenos-Danės upėms, o jų reikšmės siekė 0,32–0,50.

3.19 pav. Nuotėkio ir kritulių pasiskirstymas maksimalaus kritulių kiekio metais molio nuogulų grupės upėse

Fig. 3.19. Runoff and precipitation distribution of the maximum rainfall of clayey sediments rivers group

3.4 lentelė. Koreliacijos koeficientai bei jų patikimumai tarp kritulių ir debitų atskirais sezonais

Table 3.4. Correlation coefficients and their relationship between the rainfall and flow of separate seasons

Upės	Koreliacijos koef. r ir jo patikimumas p	Vidutinių metų sezonai			
		pavasario	vasaros	rudens	žiemos
Ūla	r	0,32	0,44	0,33	0,33
	p	0,02	0,00	0,02	0,02
Žeimena	r	0,48	0,25	0,19	0,44
	p	0,00	0,08	0,20	0,00
Verknė	r	0,24	0,43	0,49	0,47
	p	0,10	0,00	0,00	0,00
Šešuvio	r	0,42	0,51	0,67	0,73
	p	0,00	0,00	0,00	0,00
Akmena-Danė	r	0,50	0,45	0,65	0,67
	p	0,00	0,00	0,00	0,00
Lėvuvo	r	0,19	0,35	0,54	0,46
	p	0,20	0,00	0,00	0,00

Vertinant upių baseinų dydžius ir kritulių įtaką jiems, pastebėta, kad Žeimenos upės (didžiausias baseinas iš nagrinėjamų upių) nuotėkio ir kritulių koreliacijos ryšiai nustatyti tik pavasario ir žiemos sezonais. Tai yra vidutinio stiprumo ryšiai – koreliacijos koeficientas siekia 0,44–0,48.

Šešuvio upės baseine nuotėkio ir kritulių tarpusavio patikimas ryšys yra visais sezonais, o koreliacijos koeficientai didžiausi – 0,42–0,73. Verknės ir Lėvens upėse ryšio tarp nuotėkio ir kritulių nėra pavasario sezonu. Ūlos upėje, nors ryšys ir patikimas visų sezonų metu, tačiau jis silpnas – tik 0,32–0,44. Akmenos-Danės upės baseine ryšiai tarp nuotėkio ir kritulių kaip ir Šešuvio upėje geriausi – patikimi koreliacijos koeficientai nustatyti visiems sezonams ir kinta nuo 0,45 iki 0,65.

Kritulių, garavimo ir debito analizė parodė, kad upių baseinų dydis nedarė esminės įtakos nuotėkio kaitai. Įvertinus nuogulų sklaidą atskiruose baseinų ar baseinų segmentų prievaginiuose ruožuose ir išanalizavus vandens balansą nuogulose, lemiančiu faktoriumi nustatytas nuogulų paplitimas baseinuose, kuris veikė upių nuotėkio svyravimus nuo kelių dienų iki kelių mėnesių.

Atlikus daugialypę dispersinę kritulių, garavimo, debito kaitos analizę, o taip pat kritulių vandens patekimo į upės vagą laiką atsižvelgiant į upės prievaginių ruožų nuogulų struktūrą perskaičiuoti analizuojamų nuogulų filtracijos koeficientai. Didžiausios variacijos (12,5–7,2 ir 0,6–0,01 m/d) nustatytos molio nuogulų grupėje. Tai paaiškinama nuogulų įmirkimu. Gauta, kad po 12 dienų, kritulių kiekiui neviršijant 11 mm/laikotarpiui ir laikantis ne žemesnei kaip 9 °C vidutinei temperatūrai, laikotarpio daugiau 12 mm/dienai krituliai tiesiogiai veikia upės debitą požeminiu nuotėkiu. Šiais laikotarpiais nustatytas molio filtracijos koeficientas lygus 12,5–7,2 m/d. Drėgnu laikotarpiu molis įmirksta, gautas filtracijos koeficientas 0,60–0,01 m/d ribose. Vienalyčiai molingi plotai nuotėkį veikia dvejopai: tiesiogiai 11,78–55,17 % kritulių tikimybių laikotarpiu ir įtakos nedaro 69,63–98,55 % kritulių tikimybės laikotarpiu. Šis dėsningumas taikytinas ir baseinų segmentams, kai vienalyčiai molio plotai didesni 12 km². Jei upės baseine priemolis apima mažiau nei 70 % upės baseino ar ruožo ploto, kritulių ir nuotėkio priklausomybės savybės yra panašios į smėlingų baseinų upių grupę. Jei upės baseine priemolis apima virš 70 % tai kritulių ir nuotėkio ryšys panašus į molingų baseinų upių grupę. Jeigu baseine smėliai dengia daugiau kaip 50 % baseino, jo atskirų dalių ar ruožų ploto, krituliai trumpais 5–8 dienų, atskirais atvejais iki 2 mėn. laikotarpiais upės nuotėkiui įtakos nedaro.

3.1.3. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos skirtingu nuogulų upių baseinuose įvertinimas

ES Bendrojoje vandenių direktyvoje (2000/60/EB) reikalaujama, kad iki 2015 metų paviršinio ir požeminio vandens būklė taptų gera. Siekiant šio tikslo

2007 m. balandžio 12 d. Aplinkos ministro įsakymu „Dėl paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarkos aprašo patvirtinimo“ bei 2011 m. kovo 4 d. Nr. D1-178 ir 2011 m. rugpjūčio 29 d. Nr. D1-648 patikslintais dokumentais, Lietuva įsipareigojo gerinti paviršinių vandenų būklę. Analizuojant darbe nagrinėjamų upių vandens kokybės kaitą remtasi ekologinės būklės vertinimo kriterijais, pateiktais minėtuose dokumentuose.

Amonio jonų koncentracijos daugelyje analizuojamų upių vandenyje per nagrinėjamą laikotarpį mažėja ir nebeviršija gerų fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklių vertės. Žeimenos upės vandenyje nuo 1996 m. minėto rodiklio vertė nebuvo viršyta ir maksimaliai pasiekė 0,24 mg/l (3.20 pav.).

3.20 pav. Amonio jonų koncentracijų kaita Žeimenos upės vandenyje
Fig. 3.20. Changes of ammonium ion concentrations in the water of river Žeimenos

Šešuvio upės vandenyje neviršytos amonio koncentracijos nuo 1999 metų, Akmenos-Danės – nuo 2008 metų. Ūlos ir Verknės upių vandenyje amonio jonų koncentracijos per nagrinėjamą laikotarpį visai nebuvo viršytos. Lėvens upėje nuo 1999 metų taip pat stebimas amonio jonų koncentracijų mažėjimas, tačiau apie 21 % mėginių viršija geros ekologinės būklės rodiklių vertes.

Visai kitokia situacija yra su nitratų koncentracijų pasiskirstymu. Verknės, Žeimenos bei Ūlos upės per nagrinėjamą laikotarpį buvo geros ir labai geros ekologinės būklės. Lėvens ir Šešuvio upėse nitratų koncentracijų dydžiai atitinka vidutinės ekologinės būklės vertes, bet apie 27 % mėginių pasiekė blogą ekologinę būklę, t. y. koncentracijos siekė iki 25 mg/l (3.21 pav.). Tokie nitratų kiekiai yra sietini su upių baseinuose vykdoma intensyvia žemės ūkio veikla. Tačiau remiantis Nitratų direktyvos reikalavimais, t. y. griežtėjant tręšimo kiekių kontrolei, mėšlo ir srutų laikymo sąlygoms, tikėtina, kad tai pagerins šių upių

vandens kokybę. Akmenos-Danės upės vandenyje nitratų koncentracijos nuo 2007 metų sumažėjo ir nebeviršija geros būklės rodiklių vertės.

3.21 pav. Nitratų koncentracijų kaita Lėvens upės vandenyje
Fig. 3.21 Changes of nitrates concentrations in the water of river Lėvuos

Fosfatų koncentracijų kaitos dėsningumai Akmenos-Danės, Verknės, Žeimenos ir Ūlos upėse buvo panašūs, per visą nagrinėjimo laikotarpį neužfiksuota viršijimo atvejų. Lėvens ir Šešuvio upės pagal fosfatų koncentracijų dydžius priklauso vidutinės ekologinės būklės upėms, tačiau Lėvens upėje šio junginio koncentracijos pastaruosius 5 metus pasiekia blogos ekologinės būklės vertes, kurios kinta nuo 0,55 mg/l iki 1,23 mg/l, o nagrinėjamoje upėje fosfatų koncentracijos siekia 1,18 mg/l (3.22 pav.).

3.22 pav. Fosfatų koncentracijų kaita Lėvens upėje per nagrinėjamą laikotarpį
Fig. 3.22. Changes of phosphates concentrations in the water of river Lėvuos

Biogeninių medžiagų koncentracijų dydžiai priklauso nuo augalų vegetacinio laikotarpio, todėl tolimesnė analizė buvo atlikta nagrinėjant atskirus sezonus. Dėl nedidelės Lietuvos teritorijos vegetaciniai laikotarpiai skirtingose Lietuvos vietose skiriasi nežymiai, todėl kiek ir kaip greitai biogeninės medžiagos pateks į paviršinius vandenį labiausiai priklauso nuo upės baseine esančių nuogulų.

Akmenos-Danės ir Lėvens upių baseinų segmente dominuoja priemolių plotai. Dėl nevienodo žemės ūkio intensyvumo šiuose baseinuose biogeninių medžiagų dinamika taip pat skiriasi. Akmenos-Danės upės vandenyje amonio jonų koncentracijos kinta tolygiai mažėdamos, t. y. pavasarį jos užfiksuojamos didžiausios, o vasaros sezonu sumažėja 38 %, rudens sezonu – 52 %, o žiemos sezonu jau išlieka tokios pat. Lėvens upėje didžiausios amonio jonų koncentracijos fiksuojamos vasaros sezonu. Lyginant su pavasariu jų dydžiai padidėja net 60 %. Tačiau rudeni koncentracijos sumažėja apie 80 % ir panašios lieka žiemos sezonu. Suprantama, kad tokia dinamika priklauso nuo dominuojančios žemės ūkio veiklos. Nitratų dinamikos tendencijos tokios pat tik koncentracijų dydžių kaita siekia 100 ir daugiau procentų (3.23 pav.).

3.23 pav. Nitratų koncentracijų kaitos dėsningumai nagrinėjamose upėse skirtingais sezonais. Sezonai: ■ pavasario, ▨ vasaros, ▩ rudens, ■ žiemos

Fig. 3.23. Nitrate concentrations change in different seasons. Seasons: ■ spring, ▨ summer, ▩ autumn, ■ winter

Ūlos ir Žeimenos upėse visų nagrinėjamų biogeninių medžiagų kaitos tendencijos vienodos, t. y. pavasario sezonu koncentracijos didžiausios, vasaros sezonu jos sumažėja apie 30 %, rudens sezonu dėl vegetacinių procesų pabaigos padidėja iki 10 %, o žiemos sezonu padidėja apie 15 % ir tampa panašiomis į buvusias pavasario sezonu. Tokios nedidelės biogeninių medžiagų koncentracijų

dydžių kaitos amplitudės yra dėl baseine vyraujančių smėlio plotų, kurie kaip ir upių nuotėkį, taip ir biogeninių medžiagų pritekėjimą išlygina.

Šešuvio ir Verknės upėse pavasario, vasaros ir rudens sezonais biogeninių medžiagų kitimas vyko panašiai kaip lengvų nuogulų upių baseinuose, tačiau čia labiausia išsiskyrė žiemos sezonas. Jo metu nagrinėtų medžiagų koncentracijos padidėja 2 kartus, bet iki pavasario sumažėja apie 20 %.

Išnagrinėjus biogeninių medžiagų srautų ($\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{mėn.})$) patekimą į upių vandenį buvo nustatyta, kad amonio jonų daugiausia pavasario sezonu patenka į Akmenos-Danės ir Lėvens upių vandenį, vidutiniškai $0,13 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{mėn.})$ (3.24 pav.).

3.24 pav. Amonio jonų srautų kaita nagrinėjamose upėse. Sezonai: pavasario, vasaros, rudens, žiemos

Fig. 3.24. Flow change of ammonium ion. Seasons: spring, summer, autumn, winter

Mažiausią pavasario sezonų amonio jonų prietaką patiria Žeimenos ir Ūlos upės – apie $0,04 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{mėn.})$. Šešuvio ir Verknės upių vandenį pavasario sezonu pasiekia $0,09 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{mėn.})$ nagrinėjamų medžiagų srautas. Amonio jonų kiekiai sumažėja Šešuvio ir Verknės upėse 3 kartus, Ūlos ir Žeimenos upėse – 1,5 karto, o Akmenos-Danės ir Lėvens upėse – net 8,6 karto. Rudens sezonu amonio jonų prietaka, lyginant su vasaros sezonu, padidėjo iki 23 %, o žiemos sezonu nuo rudeninių srautų padidėjo dar 4,5 %. Nitratų kiekiai skirtingais sezonais kinta labiau nei amonio jonai. Šešuvio upės vandenį pavasario sezonu pasiekia apie $3,5 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{mėn.})$ nitratų, vasaros sezonu jų kiekis sumažėja 97 %. Rudens sezonu lyginus su vasaros nitratų padaugėja 9 kartus, o žiemos sezonu nitratų srautas išauga 74 %. Verknės upės nitratų srautai panašiomis proporcijomis pasiekia skirtingais sezonais tik apie 20 % mažesniu kiekiu.

Į Ūlos ir Žeimenos upių vandenį patenka mažesni nitratų kiekiai nei kitose nagrinėtose upėse. Didžiausi srautai stebimi Ūlos upėje pavasario sezonu ir jie siekia vidutiniškai 1,8 kg/(ha·mėn.), Žeimenos upėje – 0,96 kg/(ha·mėn.). Vasaros sezonu Ūlos upėje nitratų sumažėja iki 0,34 kg/(ha·mėn.), o Žeimenos upėje – iki 0,12 kg/(ha·mėn.). Rudenį Ūlos upėje nitratų srautai sumažėja dar 0,5 %, Žeimenos upę pasiekia 0,5 % padidėję nitratų kiekiai. Žiemos sezonu į abi upes patenka atitinkamai 51 % ir 72 % didesni nitratų kiekiai nei rudenį.

Nitratų srautų prietakos dydžių pasiskirstymas išsiskyrė Akmenos-Danės ir Lėvens upėse. Tik į Akmenos-Danės upę nitratų daugiausia vidutiniškai 2,8 kg/(ha·mėn.) priteka žiemos sezonu, o Lėvens upėje 4,8 kg/(ha·mėn.) priteka pavasarį. Vasaros sezonu į nagrinėjamas upes patenka 96,6 % sumažėjęs nitratų kiekis. Rudenį Akmenos-Danės upėje nitratų srautai padidėja iki pavasarinių kiekių, o Lėvens upėje sumažėja dar 1 %. Žiemos sezonu, lyginant su rudens, nitratų kiekiai Akmenos-Danės upėje padidėja vidutiniškai nuo 1,9 kg/(ha·mėn.) iki 2,8 kg/(ha·mėn.), Lėvens upėje – nuo 0,14 kg/(ha·mėn.) iki 1,1 kg/(ha·mėn.) (3.25 pav.).

3.25 pav. Nitratų srautų kaita nagrinėjamose upėse. Sezonai: pavasario, vasaros, rudens, žiemos

Fig. 3.25. Flow change of nitrate. Seasons: spring, summer, autumn, winter

Išnagrinėjus fosfatų srautų dinamiką analizuojamose upėse pastebėta, kad tokių staigių pokyčių, kurie nustatyti tiriant nitratų srautų dinamiką, yra Ūlos ir Lėvens upių vandenyse pavasario sezonu, o visi kitais sezonais srautai pasiskirstę tolygiai (3.26 pav.).

Į Šešuvio upę vasaros sezonu fosfatų priteka apie 0,01 kg/(ha·mėn.), o visais kitais sezonais apie 0,03 kg/(ha·mėn.) Į Verknės upę nagrinėjama medžiaga

visais sezonais patenka apie 0,02 kg/(ha·mėn.), į Žeimenos upę – apie 0,01 kg/(ha·mėn.). Ūlos upės vandenis pavasario sezonu pasiekia 0,05 kg/(ha·mėn.), žiemos – 0,02 kg/(ha·mėn.), o vasaros ir rudens sezonais – apie 0,01 kg/(ha·mėn.) fosfatų. Akmenos-Danės upę vasaros sezonu pasiekia 50 % mažesni fosfatų srautai nei rudens sezonu, o žiemą fosfatų kiekiai sumažėja dar 22 %.

3.26 pav. Fosfatų srautų kaita nagrinėjamose upėse. Sezonai: ■ pavasario, ▨ vasaros, ▩ rudens, ■ žiemos

Fig. 3.26. Flow change of phosphates. Seasons: ■ spring, ▨ summer, ▩ autumn, ■ winter

Į Lėvens upę pavasarį fosfatų patenka vidutiniškai 0,05 kg/(ha·mėn.), o vasaros sezonu 81 % mažiau. Rudenį fosfatų kiekiai į upę patenka tokie kaip vasara, o žiemą net 61 % didesni.

Bendrojo azoto pernašą upės vandeniui formavo nitratų kiekiai, sudarantys 97 % bendros pernašos pavasario, 92 % vasaros ir 96 % rudens sezonais.

Biogeninių medžiagų srautų kaitos analizė pagal Valstybinio upių monitoringo hidrocheminių vandens parametrų duomenis parodė, kad srautų pasiskirstymo nevienodumą lemia daug veiksnių, tačiau svarbiausi išlieka baseino nuogulos bei klimatinės sąlygos. Ūlos ir Žeimenos nedideli biogeninių medžiagų srautų kiekiai bei jų pasiskirstymas sezoniskai lyginant su kitomis upėmis sietinas su baseinuose dominuojančiais smėlingais plotais. Tačiau Ūlos upę pasiekiantys dideli fosfatų srautai formuojasi dėl 84 % baseino miškingumo. Nors Akmenos ir Lėvens baseinuose dominuoja priemolio nuogulos, tačiau jie yra skirtinguose hidrologiniuose rajonuose, kuriuose veikia skirtingos klimatinės sąlygos. Būtent dėl šios priežasties Akmenos-Danės upę didžiausi nitratų ir fosfatų srautai pasiekia rudenį ir žiemą. Mat vakarinėje Lietuvos dalyje šiuo metu

vidutinė temperatūra yra didesnė už vidurio Lietuvos tuo pačiu laikotarpiu besilaikančią vidutinę temperatūrą. Lėvens upę, esančią minėtoje Lietuvos dalyje, didžiausi biogeninių medžiagų srautai pasiekia pavasario sezonu, kuomet ištirpsta per žiemą žemesnėje temperatūroje akumuliuoti krituliai.

3.2. Upių pakrančių skirtingų nuogulų aeracijos zonos vandens kokybės tyrimas

3.2.1. Biogeninių medžiagų kitimo ypatybių įvertinimas pavasario sezonu

Amonio jonų kitimas pavasario sezonu. Analizuojant turimus duomenus gauta, kad smėlingų nuogulų upių tyrimų postuose pavasario sezono dėsningumai išsiskyrė atskirais mėnesiais. Kovo mėnesį nustatytas amonio jonų didėjimas gilyn, koncentracijos nuo paviršiaus iki 1 m gylio didėjo 18 % Žeimenos ir 56 % Ūlos tyrimų postuose, giliau koncentracijos mažėjo ir 2 m gylyje buvo atitinkamai 28 % ir 77 % mažesnės už paviršiaus. Tai galėjo lemti suintensyvėjus pernykštės augalijos puvimas ir įšalo tirpimas (3.27 pav.).

3.27 pav. Amonio jonų koncentracijų kitimas Žeimenos tyrimų poste kovo mėn.

Fig. 3.27. Concentration changes of ammonium ion in the Žeimenas post on March

Balandžio mėnesį, ištirpus įšalui, amonio jonų koncentracijos 0,5 m gylyje buvo 69 % (Žeimenos) ir 19 % (Ūlos), 1 ir 1,5 m gylyje 87 % (Žeimenos) ir 70 % (Ūlos) mažesnės už paviršiaus. Nepriklausomai nuo to, kad kovo mėne-

siais nustatytos koncentracijos didesnės už balandžio mėn., pavasario sezonui amonio jonų migracijos dėsninumus lėmė balandžio mėnuo. Pavasarį amonio jonų kaita smėlingų nuogulų tyrimų postuose apėmė 0,00–2,20 mg/l intervalą (D priedas 1D lentelė), šis išsibirstymas lėmė koraliacijos tarp tyrimų duomenų nebuvimą (3.5 lentelė).

3.5 lentelė. Amonio jonų koncentracijų kitimo pavasario sezonu duomenų statistinės charakteristikos

Table 3.5. Statistical characteristics of the data of concentration changes of ammonium ion

Upė	Koreliacijos koeficientas r ir patikimumas p			
	tarp tyrimų posto 2010–2012 m duomenų eilių		tarp tyrimų postų duomenų eilių	
	r	p	r	p
Ūla	0,15 ¹ 0,57 ²	0,26 ¹ 0,08 ²	0,29	0,09
Žeimena	0,84 0,54	0,01 0,08		
Lėvu	0,33	0,15	0,62	0,07
Akmena-Danė	0,88	0,01		
Šešuvis	0,35	0,12	0,52	0,08
Verknė	0,70	0,01		

¹ – kovo mėn.; ² – balandžio mėn.

Didžiausiu 0,03–2,20 mg/l intervalu koncentracijos kito IV lizimetre (20 m nuo kranto), mažiausiu 0,00–1,00 mg/l intervalu – I lizimetre (3 m nuo kranto). Horizontalioje amonio jonų migracijoje nustatyti dėsninumai parodė, kad koncentracijos mažėja visuose gyliuose einant artyn prie upės: 0,9 %/m paviršiuje ir 0,3 %/m gruntiniame vandenyje. Intensyviausiai koncentracijos kito gruntiniame vandenyje nuo II iki I lizimetro – didėjo 37 % arba 18,5 %/m (3.28 pav.).

Šį padidėjimą galėjo nulemti atsitiktinė tarša, kada pakilęs Ūlos upės vanduo užliejo grėžinį. Amonio jonų pernaša gruntiniu vandeniu pavasario sezonu buvo 0,086 kg/(ha·mėn.) Žeimenos ir 0,055 kg/(ha·mėn.) Ūlos tyrimų poste; paviršiniu nuotėkiu – 0,119 ir 0,067 kg/(ha·mėn.).

Priemolio nuogulų grupės tyrimų postuose, skirtingai nei smėlingų nuogulų grupės, amonio jonų koncentracijos kito ypač mažu 0,01 – 0,26 mg/l intervalu. Mažiausios koncentracijos buvo paviršiuje ir jos didėjo gilyn iki 1 m nuo 14,7 % I lizimetre iki 74,6 % III lizimetre (D priedas 2D lentelė). Koncentracijos didėjo artėjant prie upių vidutiniškai 1,1 %/m paviršiuje ir 1,3 %/m gruntiniame vandenyje dėl amonio jonų pernašos sniego tirpsmo vandenimis paviršiniu ir požeminiu nuotėkiu. Didžiausiu 12,5 %/m intensyvumu koncentracijos padidėjo tarp II ir I lizimetrų gruntiniame vandenyje. Tai galėjo lemti prasisunkiantis didesnės

koncentracijos upės vanduo. Tyrimo laikotarpiu nustatytos vidutinės 0,31 mg/l amonio jonų koncentracijos Lėvens upės vandenyje ir 0,28 mg/l Akmenos-Danės upės vandenyje buvo iki 3 kartų didesnės už nustatytąsias I-uose lizimetruose. Amonio jonų pernaša gruntiniu vandeniu Lėvens tyrimų poste buvo 0,017 kg/(ha·mėn.), Akmenos-Danės – 0,011 kg/(ha·mėn.); paviršiniu nuotėkiu – 0,013 ir 0,011 kg/(ha·mėn.).

3.28 pav. Amonio jonų koncentracijų kitimas Ūlos tyrimų poste pavasario sezonu
Fig. 3.28. Concentration changes of ammonium ion in the Ūla post on spring

Molio nuogulų grupės upių tyrimų postų lizimetruose vidutinės amonio jonų koncentracijos didėjo gilyn ir 1 metro gylyje buvo 19,4–23,6 % didesnės už paviršiaus. 2 m gylyje koncentracijos buvo 2 % mažesnės už paviršiaus (D priedas 3D lentelė). Šešuvio tyrimų poste buvo 13 % didesnės amonio jonų koncentracijos negu Verknės. Koncentracijos tarp IV ir I lizimetrų didėjo paviršiuje 2,4 %/m ir 3,0 %/m gruntiniame vandenyje. Didžiausias 18 %/m gruntiniame vandenyje ir 8 %/m paviršiuje kitimas buvo tarp II ir I lizimetrų, o tarp kitų lizimetrų koncentracijos kito 1–3 %/m ribose (3.29 pav.).

Verknės upės vandenyje nustatytos 0,06 mg/l mažesnės koncentracijos už buvusias gruntiniame vandenyje I lizimetre, bet 0,04 mg/l didesnės už buvusias II lizimetre. Amonio jonų pernaša gruntiniu vandeniu Šešuvio tyrimų poste buvo 0,028 kg/(ha·mėn.), Verknės – 0,026 kg/(ha·mėn.), paviršiniu nuotėkiu atitinkamai 0,027 ir 0,028 kg/(ha·mėn.).

Atlikus išsamią analizę pavasario sezonu, nustatyta, kad smėlingų nuogulų upių tyrimų postuose amonio jonų koncentracijos didžiausios: 3,2 karto didesnės už priemolingų ir 1,6 karto už molingų upių tyrimų postuose nustatytus duomenis. Tai sietina su tuo, kad netoli Ūlos ir Žeimenos tyrimų postų yra miškai.

3.29 pav. Amonio jonų koncentracijų kitimas Verknės tyrimų poste pavasario sezonu
Fig. 3.29. Concentration changes of ammonium ion in the Verknė post on spring

Smėlingų nuogulų upių pakrantėse vertikalioje migracijoje kovo mėnesį sniego tirpsmo ir kritulių vandenimis vyksta amonio jonų įplovimas į gylį iki 1 metro, koncentracijoms, lyginant su paviršiumi, padidėjant 42 %. Manoma, kad taip yra dėl arti tyrimų posto esančių mišrių miškų masyvo bei įšalo sulaikomo vandens nuogulose. Balandžio mėnesį suintensyvėjus pievos augalijos vegetacijai ir nitrifikacijos procesams koncentracijos 1 m gylyje sumažėja daugiau negu 8 kartus. Gruntiniame vandenyje amonio jonų koncentracijos 3,3 karto didesnės negu upės vandenyje. Tai rodo, kad amonio jonų pernaša vyksta gruntiniu vandeniu. Upės vanduo yra labiau praskiestas, nes upės nuotėkį formuoja ir paviršinė prietaka sniego tirpsmo vandenimis, krituliai tiesiogiai patenkantys ant vandens paviršiaus.

Mologuose ir priemologuose tyrimų postuose užfiksuoti amonio jonų vertikalios migracijos dėsningumai parodė, kad amonio jonų koncentracijos didėja iki 1 m gylio 26 % ir 40 % bei pradeda mažėti leidžiantis giliau. Tokia dinamika pavasario laikotarpiu sietina su pašalo išėjimu ir amonio jonų įplovimu sniego tirpsmo bei kritulių vandeniu.

Nepriklausomai nuo to, kad Verknės upės tyrimų poste nustatytos didesnės koncentracijų kitimo amplitudės, o Šešuvio upės tyrimų poste buvo 24 % didesnės koncentracijos, amonio jonų pernaša abiejuose tyrimų postuose buvo vidutiniškai 0,027 kg/(ha·mėn.). Kitimo amplitudės ir koncentracijų netolygumą lėmė dirbamų laukų artumas, t. y. dirbami laukai nuo upės kranto nutolę 30 m Šešuvio upės tyrimų poste ir 50 m Verknės upės tyrimų poste.

Priemolingų nuogulų upių tyrimų postuose didžiausios koncentracijų kitimo amplitudės buvo arčiau dirbamų laukų, t. y. IV lizimetuose. Mažiausios ampli-

tudės buvo arčiau upės – I ir II lizimetruose. Tai rodo, kad skirtingai nei molio nuogulose, priemolio nuogulose vandens filtracija gilyn vyksta tolygiai. Amonio jonų pernaša gruntiniu vandeniu buvo 0,014 kg/(ha·mėn.), paviršiniu nuotėkiu 0,011 kg/(ha·mėn.). Molingų nuogulų grupės tyrimų postuose upės vandenyje amonio jonų koncentracijos buvo panašių koncentracijų kaip ir gruntinio vandens, tuo tarpu pernaša gruntiniu vandeniu buvo 0,027 kg/(ha·mėn.), kai upės vandeniui 0,190 kg/(ha·mėn.) – 7 kartus didesnė. Priemolingų nuogulų upių tyrimų postuose upių vandens koncentracijos buvo 1,8–3,5 karto didesnės už gruntinio vandens, pernaša 0,014 kg/(ha·mėn.) gruntiniu ir 11 kartų didesnė, 0,155 kg/(ha·mėn.), pernaša upės vandeniui. Tai rodo nagrinėjamų medžiagų pernašą vandeniu į upės vagą paviršiniu nuotėkiu iš aukščiau esančių teritorijų.

Iš to seka, kad amonio jonų pernaša gruntiniu vandeniu didžiausia smėlio nuogulose: 0,071 kg/(ha·mėn.). Pernaša molio nuogulose – 0,027 kg/(ha·mėn.), priemolio – 0,014 kg/(ha·mėn.).

Nitratų kitimas pavasario sezonu. Smėlingų nuogulų grupės upėse, priešingai amonio jonų, nitratų vertikalių migracijos dėsningumai pavasario mėnesiais buvo tokie patys. Skirtingai molingų ir priemolingų upių grupėms, čia vyravo nitratų įplovimo ir nitrifikacijos procesai. Nitratų koncentracijos didėjo gilyn ir 0,5 m gylyje buvo 34 %, 1 m gylyje buvo 51 %, o 2 m 77 % didesnės už paviršiaus (D priedas 4D lentelė). Nitratų koncentracijos tiek paviršiuje, tiek visuose gyliuose didėjo artėjant prie upės. Intensyvusnis, paviršinio nuotėkio veikiamas, 2,6 %/m koncentracijų didėjimas nustatytas paviršiuje. Gruntiniame vandenyje koncentracijos kito -0,1 iki 0,3 %/m intensyvumu. Ūlos upės vandenyje vidutinės nitratų koncentracijos buvo 51 % didesnės nei Žeimenos upėje. Koncentracijos upių vandenyse buvo 17 % didesnės už gruntinių vandenų, t. y. pagrindinė nitratų pernaša vyko paviršiniu nuotėkiu. Pernaša gruntiniu vandeniu Ūlos tyrimo poste sudarė 0,418 kg/(ha·mėn.), Žeimenos – 0,393 kg/(ha·mėn.); paviršiniu nuotėkiu – 0,315 ir 0,259 kg/(ha·mėn.).

Darytina išvada, kad priemolio nuogulų grupės tyrimų postuose nitratų koncentracijos buvo 2,6 karto didesnės negu smėlingų nuogulų grupės postuose (D priedas 5D lentelė). Didžiausiu 1,45–20,00 mg/l intervalu koncentracijos kito I ir II lizimetrų paviršiuje. Tai rodo nitratų pernašą sniego tirpsmo vandenimis paviršiniu nuotėkiu. Koncentracijos 1 m gylyje 45 % mažesnės už paviršiaus. Giliau koncentracijos padidėja ir 2,5 m gylyje yra 3,5 % mažesnės už paviršiaus. Artėjant prie upių koncentracijos 0,8 %/m didėjo paviršiuje ir 0,8 %/m mažėjo gruntiniame vandenyje.

Lėvens upės vandenyje nitratų koncentracijos kitimas apėmė 9,19–13,98 mg/l intervalą, vidutinės koncentracijos sudarė 11,28 mg/l ir buvo 52 % didesnės už buvusias gruntiniame vandenyje. Akmenos-Danės upės vandenyje buvo 1,8 karto mažesnės nitratų koncentracijos negu Lėvens upėje. Koncentracijos upių vandenyse buvo 18 % didesnės negu gruntiniame vandenyje. Nitratų

pernaša gruntiniu vandeniu Lėvens tyrimų poste buvo 1,01 kg/(ha·mėn.), Akmenos-Danės – 0,702 kg/(ha·mėn.); paviršiniu nuotėkiu – 1,360 ir 1,128 kg/(ha·mėn.).

Molio nuogulų upių grupės tyrimų postuose nitratų koncentracijos kito ypač dideliais (0,00–72,2 mg/l) intervalais, bet buvo 21 % mažesnės negu priemolinuose tyrimų postuose. Visuose lizimetruose didžiausios kitimo amplitudės nustatyta paviršiuje, mažiausios – 2 m gylyje (D priedas 6D lentelė).

Vertikalios nitratų koncentracijų migracijos analizė parodė, kad nitratų koncentracijos visuose lizimetruose mažėjo nuo paviršiaus gilyn ir lyginant su paviršiumi 1 m gylyje koncentracijos buvo mažesnės 48 %, 2 m gylyje – 65 %. Horizontalioje migracijoje nustatyta, kad koncentracijos didėja artėjant prie upės, padidėjimas tarp IV ir I lizimetų paviršiuje yra 3,9 %/m, gruntiniame vandenyje 11 %/m. Intensyviausiai koncentracijos didėja tarp II ir I lizimetų, kur paviršiuje sudaro 14 %/m, o gruntiniame vandenyje 49 %/m. Tarp kitų lizimetų koncentracijos kinta 2–16 %/m intensyvumu (3.30 pav.). Tokie dėsningumai rodo pavasario nitratų pernašą iš atokesnių nuo upės laukų į upės vagą.

3.30 pav. Nitratų koncentracijų kitimas Verknės tyrimų poste pavasario sezonu

Fig. 3.30. Concentration changes of nitrates in the Verknė post on spring

Apibendrinant duomenis, galima teigti, kad upių vandenyje nitratų koncentracijos buvo 2 kartus didesnės negu gruntiniame vandenyje. Nitratų pernaša gruntiniu vandeniu Šešuvio tyrimų poste siekė 0,552 kg/(ha·mėn.), Verknės – 0,198 kg/(ha·mėn.). Kaip ir priemolio grupės tyrimų postuose, paviršiuje buvo didesnė pernaša 2,260 kg/(ha·mėn.) Šešuvio ir 0,499 kg/(ha·mėn.) Verknės tyrimų postuose.

Koreliaciniai ryšiai tarp tyrimų postų duomenų ir stiprūs ir vidutinio stiprumo, reikšmingi (3.6 lentelė).

3.6 lentelė. Nitratų koncentracijų kitimo pavasario sezonu duomenų statistinės charakteristikos

Table 3.6. Statistical characteristics of the data of concentration changes of nitrates

Upė	Koreliacijos koeficientas r ir patikimumas p			
	tarp tyrimų posto 2010–2012 m duomenų eilių		tarp tyrimų postų duomenų eilių	
	r	p	r	p
Ūla	0,32	0,47	0,51	0,09
Žeimena	0,72	0,10		
Lėvu	0,45	0,09	0,54	0,04
Akmena-Danė	0,38	0,09		
Šešuvis	0,36	0,06	0,51	0,04
Verknė	0,56	0,04		

Nitratų migracijoje pavasario sezonu nustatyti šie dėsningumai: smėlio nuogulose nitratų koncentracijos mažiausios paviršiuje ir didėja gilyn. Didesnės koncentracijos 1 m gylyje sietinos su pašalo išėjimu. Nustatyta, kad žemesnių filtracijos koeficientų priemolio ir molio nuogulose nitratų koncentracijos didžiausios paviršiuje ir mažėja gilyn, šis mažėjimas tiesiogiai proporcingas nuogulų filtracijos koeficiento didėjimui. Horizontalioje migracijoje smėlingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose dėsningumų nenustatyta. Visuose lizimetruose gruntinio vandens lygis buvo stipriai pakilęs. I ir II lizimetruose atskirais atvejais gruntinio vandens lygis buvo žemesnis už upės, todėl galėjo būti veikiamas prasisunkiančio upės vandens.

Priemolio ir molio nuogulų upių grupės tyrimų postuose nustatyta, kad gruntiniame vandenyje nitratų koncentracijos kinta nestipriai, o I lizimetre (kai kuriais atvejais II lizimetre) gruntinio vandens kokybė veikiamą prasisunkiančio upės vandens. Didelės nitratų koncentracijos, rastos paviršiuje ir pavasario laikotarpiu vyraujantis paviršinis nuotėkis leidžia teigti, kad nitratų koncentraciją upių vandenyje formuoja nitratų pernaša paviršiniu nuotėkiu. Tuo tarpu gruntiniu vandeniu nitratų pernaša smėlingų nuogulų tyrimų postuose buvo vidutiniškai 0,406 kg/(ha·mėn.), priemolio – 0,856 kg/(ha·mėn.), molio – 0,375 kg/(ha·mėn.).

Nitritų, pH, ištirpusio deguonies kitimas pavasario sezonu. Nitritų koncentracijos kaitos dėsningumų nebuvo nustatyta. Nitratų vidutinės koncentracijos smėlingų nuogulų Ūlos tyrimų poste siekė 12,62 mg/l, Žeimenos – 12,39 mg/l, kai upių vandenyje buvo atitinkamai 0,09 ir 0,03 mg/l. Priemolio nuogulų Lėvens tyrimų poste koncentracijos buvo 12,57 mg/l, Akmenos-

Danės – 25,72 mg/l, upių vandenyje atitinkamai 0,08 ir 0,18 mg/l. Molio nuogulų tyrimų postuose – Šešuvio 42,53 mg/l ir Verknės 12,52 mg/l, o upių vandenyse 0,05 ir 0,03 mg/l. Nitritų pernaša gruntiniu vandeniu smėlio nuogulose vidutiniškai buvo 1,389 kg/(ha·mėn.), priemolio – 2,814 kg/(ha·mėn.), molio – 3,188 kg/(ha·mėn.).

Smėlingų ir molingų nuogulų grupės tyrimų postuose pH kito nuo 6,5 iki 7,6, o priemolingų – 7,5–7,3 pH.

Fosfatų kitimas pavasario sezonu. Smėlingų nuogulų grupės tyrimų postuose fosfatų koncentracijos didėjo gilyn ir mažėjo artėjant prie upės. Vidutinės koncentracijos Žeimenos tyrimų poste buvo 0,68 mg/l, t. y. 14 % mažesnės negu Ūlos tyrimų poste. Didžiausios koncentracijos buvo toliausiai nuo kranto – IV lizimetruose (D priedas 7D lentelė). Fosfatai buvo įplaunami gilyn į nuogulas, jų koncentracijos 0,5 gilyje buvo 16 %, o 1,5 m gilyje 49 % didesnės nei paviršiuje (3.31 pav.). Fosfatų koncentracijos mažėjo artėjant prie upės. Tarp IV ir I lizimetrų koncentracijos sumažėjo 36 % paviršiuje, t. y. 2,1 %/m, ir 41 % gruntiniame vandenyje, (2,4 %/m). Toks $\pm 0,8$ %/m kitimas buvo tarp visų lizimetrų, išskyrus II ir I, nes čia gruntinio vandens kokybę lėmė prasisunkiantis upės vanduo.

3.31 pav. Fosfatų koncentracijų kitimas Žeimenos tyrimų poste pavasario sezonu
Fig. 3.31. Concentration changes of phosphates in the Žeimena post on spring

Priemolingų nuogulų grupės tyrimų postuose fosfatų koncentracijos buvo 4,3 karto mažesnės negu smėlingų nuogulų grupės upėse. Koncentracijos mažėjo vandeniui filtruojantis gilyn ir paviršiuje artėjant prie upės, o gruntiniame van-

denyje – didėjo. Fosfatų koncentracijos mažėjo gilyn. 1 m gylyje jos buvo 53 %, 2 m gylyje 71 % mažesnės negu paviršiuje (D priedas 8D lentelė).

Lėvens upės vandenyje užfiksuotos fosfatų vidutinės koncentracijos, sudarančios 0,16 mg/l., yra 15 % mažesnės nei Lėvens tyrimų posto I lizimetro grunto vandens ir 6,8 karto didesnės negu Akmenos-Danės upės vandenyje nustatytos fosfatų koncentracijos. Akmenos-Danės tyrimų posto gruntu vandenyje, lyginant su upe, buvo 4,1 karto didesnės fosfatų koncentracijos.

Fosfatų pernaša gruntu vandeniu buvo 0,018 kg/(ha·mėn.) Lėvens ir 0,007 kg/(ha·mėn.) Akmenos-Danės tyrimų postuose.

Molingų nuogulų grupės tyrimų postuose fosfatų koncentracijos buvo 47 % didesnės negu priemolingų nuogulų grupės tyrimų postuose. Čia koncentracijos mažėjo gilyn ir artėjant prie kranto. Verknės tyrimų poste vidutinės koncentracijos buvo 23 % mažesnės už buvusias Šešuvio tyrimų poste. Didžiausiais intervalais koncentracijos kito III ir IV lizimetruose (D priedas 9D lentelė). Vertikalioje migracijoje 1 m gylyje nustatytos 26 %, 2 m gylyje 53 % mažesnės už paviršiaus koncentracijas. Horizontalioje migracijoje vyravo priemolio nuogulų grupės tyrimų postuose nustatyti dėsningumai: fosfatų koncentracijos visuose gyliuose mažėjo artėjant prie upės. Tarp IV ir I lizimetrų koncentracijos sumažėjo 2,6 %/m paviršiuje ir 1,3 %/m gruntu vandenyje. Tai sudaro atitinkamai 4,5 %/m ir 4,0 %/m.

Šešuvio upės vandenyje fosfatų koncentracijos buvo 2,6 karto mažesnės už buvusias gruntu vandenyje, Verknės upės vandenyje – 2,5 karto didesnės. Fosfatų pernaša gruntu vandeniu buvo 0,021 kg/(ha·mėn.) Šešuvio ir 0,018 kg/(ha·mėn.) Verknės tyrimų postuose.

Atlikus duomenų analizę nustatytos reikšmingos koreliacijos tarp tyrimų postų duomenų (3.7 lentelė). Išnagrinėjus fosfatų migracijos ypatybes pavasario sezonu nustatyta, kad smėlio nuogulose vyksta intensyvus fosfatų įplovimas – fosfatų koncentracijos didėjo gilyn.

3.7 lentelė. Fosfatų koncentracijų kitimo pavasario sezonu statistinės charakteristikos
Table 3.7. Statistical characteristics of the data of concentration changes of phosphates

Upė	Koreliacijos koeficientas r ir patikimumas p			
	tarp tyrimų posto 2010–2012 m duomenų eilių		tarp tyrimų postų duomenų eilių	
	r	p	r	p
Ūla	0,49	0,08	0,49	0,10
Žeimena	0,55	0,03		
Lėvu	0,52	0,05	0,50	0,06
Akmena-Danė	0,53	0,05		
Šešuvis	0,45	0,04	0,82	0,17
Verknė	0,80	0,06		

Priemolio ir molio nuogulų tyrimų postuose paviršiuje buvo didžiausios koncentracijos. Daroma išvada, kad pavasarį fosfatai paviršiniu nuotėkiu smėlio nuogulose 0,084 kg/(ha·mėn.), priemolio 0,032 kg/(ha·mėn.), molio 0,044 kg/(ha·mėn.) pernešami iš upės baseino į upės vagą. Fosfatų pernaša gruntiniu vandeniu sudaro smėlio nuogulose 0,099 kg/(ha·mėn.), priemolio – 0,013 kg/(ha·mėn.) ir molio – 0,019 kg/(ha·mėn.).

3.2.2. Biogeninių medžiagų kitimo ypatybių įvertinimas vasaros sezonu

Amonio jonų kitimas vasaros sezonu. Smėlingų nuogulų grupės upėse amonio jonų migracijos dėsningumai vasaros laikotarpiu išryškėjo tiek vertikaliajoje, tik horizontaliojoje migracijoje. Ūlos upės tyrimų poste amonio jonų koncentracijos kito nuo 0,03 iki 1,50 mg/l. Maksimalios reikšmės stebėtos epizodiškai, todėl vidutinės koncentracijos tyrimų poste stebėsenos laikotarpiui buvo 0,44 mg/l. Didžiausiu 0,21–1,50 mg/l intervalu koncentracijos kito IV lizimetre, čia vidutinės koncentracijos buvo 0,55 mg/l. Mažiausiu 0,07–0,57 mg/l intervalu kito II lizimetre, bet skirtingai maksimalaus kitimo intervalo atveju, vidutinės koncentracijos buvo 0,35 mg/l. 2010–2012 metų stebėsenos duomenys Ūlos upės tyrimų poste koreliavo vidutiniu stiprumu, bet buvo mažai reikšmingi (3.8 lentelė).

3.8 lentelė. Amonio jonų koncentracijų kitimo vasaros sezonu statistinės charakteristikos
Table 3.8. Statistical characteristics of the data of concentration changes of ammonium ion

Upė	Koreliacijos koeficientas <i>r</i> ir patikimumas <i>p</i>			
	tarp tyrimų posto 2010–2012 m duomenų eilių		tarp tyrimų postų duomenų eilių	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
Ūla	0,50	0,28	0,52	0,03
Žeimena	0,60	0,02		
Lėvuos	0,73	0,10	0,45	0,17
Akmena-Danė	0,63	0,01		
Šešuvis	0,06	0,80	0,16	0,44
Verknė	0,10	0,70		

Žeimenos upės tyrimų poste amonio jonų koncentracijos kito 0,00–1,71 mg/l, vidutinės koncentracijos siekė 0,41 mg/l, t. y. 6 % mažesnės už Ūlos tyrimų poste buvusias koncentracijas. Mažiausiu 0,08–0,64 mg/l intervalu amonio jonų koncentracijos, kaip ir Ūlos tyrimų poste, kito II lizimetre. Čia vidutinės koncentracijos buvo 0,33 mg/l. Didžiausiu 0,10–1,71 mg/l intervalu kito

III lizimetre, kur buvo vidutinės 0,48 mg/l koncentracijos, t. y. 2 % mažesnės už nustatytas Ūlos tyrimų poste.

Visuose smėlingų nuogulų grupės upių lizimetruose amonio jonų koncentracijos mažėjo gilyn. Lyginant su paviršiumi, I ir II lizimetruose 0,5 m gylyje koncentracijos buvo mažesnės 58 %, o III ir IV lizimetruose – 1 m gylyje 35 %, 2 m gylyje 50 %. Horizontalioje migracijoje smėlingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose nuo IV iki I lizimetų amonio jonų koncentracijos mažėjo paviršiuje 2,2 %/m ir gruntiniame vandenyje 3,3 %/m. (3.32 pav.).

3.32 pav. Amonio jonų koncentracijų kitimas Ūlos tyrimų poste vasaros sezonu
Fig. 3.32. Concentration changes of ammonium ions in the Ūla post on summer

Ūlos upės vandenyje amonio jonų koncentracijos kito nuo 0,03 iki 0,23 mg/l, vidutinės koncentracijos buvo 0,12 mg/l. 56 % mažesnės už Ūlos upės vandenyje buvusias Žeimenos upės vandenyje koncentracijos tyrimų laikotarpiu kito 0,04–0,11 mg/l intervale. Ūlos ir Žeimenos upių vandenyse amonio jonų koncentracijos buvo 0,06 mg/l mažesnės už I lizimetruose gruntiniame vandenyje. Gruntiniu vandeniu Ūlos tyrimų poste buvo pernešama 0,077, Žeimenos – 0,053 kg/(ha·mėn.) amonio jonų, paviršiniu nuotėkiu 0,143 ir 0,134 kg/(ha·mėn.).

Priemolingų nuogulų grupės tyrimų postuose amonio jonų koncentracijos mažėjo gilyn. Ypač stiprus koncentracijų sumažėjimas gylyje iki 1 m – augalų šaknų zonoje. Lėvens tyrimų poste koncentracijos kito 0,00–3,87 mg/l intervale, bet kaip ir smėlingų nuogulų tyrimo postuose didelės koncentracijos kartojosi retai ir vidutinė amonio jonų koncentracija buvo 0,35 mg/l. Didžiausiu 0,01–

3,87 mg/l intervalu koncentracijos kito IV lizimetre, mažiausiu 0,04–0,88 mg/l intervalu kito III lizimetre.

Lėvens tyrimų posto duomenys dėl epizodinių didelių koncentracijų tarpusavyje koreliavo silpnai ir nepatikimai. Akmenos-Danės tyrimų poste amonio jonų koncentracijos visuose lizimetruose vasaros sezonu kito 0,05–0,49 mg/l ir buvo 2 kartus mažesnės už buvusias Lėvens tyrimų poste. Didžiausiu 0,06–0,49 mg/l intervalu koncentracijos kito I lizimetre, mažiausiu 0,08–0,34 mg/l intervalu, kaip ir Lėvens tyrimų poste, kito III lizimetre. Amonio jonų koncentracijos mažėjo gilyn. Lyginant su paviršiuje buvusiomis vidutinėmis 0,46 mg/l koncentracijomis, 0,5 m gylyje jos buvo mažesnės 51 %, 1 m gylyje 62 %, 2 m gylyje 72 % (3.33 pav.). Horizontalioje migracijoje tarp IV ir I lizimetrų amonio jonų koncentracijos mažėjo paviršiuje 1,7 %/m, o gruntiniame vandenyje didėjo 7,3 %/m.

3.33 pav. Amonio jonų koncentracijų kitimas Lėvens tyrimų poste vasaros sezonu
Fig. 3.33. Concentration changes of ammonium ions in the Lėvuo profile on summer

Lėvens upės vandenyje amonio jonų koncentracijos kito 0,04–0,61 mg/l, Akmenos-Danės 0,08–0,14 mg/l, vidutinės koncentracijos – atitinkamai 0,27 ir 0,11 mg/l, t. y. Lėvens upėje buvo 2,5 karto didesnės. Tyrimo laikotarpiu gruntinio ir upės vandens amonio jonų koncentracijos kito tolygiai, vidutinės koncentracijos gruntiniame vandenyje buvo 0,30 mg/l, upės vandenyje 0,27 mg/l. Tai rodo amonio jonų pernašą gruntiniu vandeniu į upės vagą: 0,038 kg/(ha·mėn.) Lėvens ir 0,028 kg/(ha·mėn.) Akmenos-Danės tyrimų postuose.

Molingų nuogulų tyrimų postuose koreliaciniai ryšiai tarp stebėsenos laikotarpių arba tarp molingų nuogulų tyrimų postuose silpni arba nėra (3.8 lentelė),

duomenų eilės nereikšmingos. Koreliacinių ryšių nebuvimą lėmė ypač platūs koncentracijų kitimo intervalai ir duomenų išsibarstymas. Juos galėjo lemti tai, kad sausuoju laikotarpiu garuojant vandeniui iš nuogulų, molio nuogulos sueižėja, todėl pirmieji po sausojo laikotarpio krituliai biogenines medžiagas įplauna gilyn iki gruntinio vandens (3.34 pav.). Tokiu atveju drėgnasis laikotarpis lemia didesnes koncentracijas ir biogeninių medžiagų pernašą paviršiniu nuotėkiu, o krituliai po sausojo laikotarpio suformuoja biogeninių medžiagų pernašą į gruntinius vandenis.

3.34 pav. Amonio jonų koncentracijų kitimas Šešuvio tyrimų poste vasaros sezonu

Fig. 3.34. Concentration changes of ammonium ions in the Šešuvis post on summer

Vidutinė amonio jonų koncentracija Šešuvio upės vandenyje buvo 0,24 mg/l, kai gruntiniame vandenyje I lizimetre 1,89 mg/l, Verknės – 0,10 mg/l ir 0,52 mg/l. Tai rodo, kad amonio jonų pernaša molingų nuogulų grupės upėse vyko tiek paviršiniu, tiek požeminiu nuotėkiu. Gruntiniu vandeniu amonio jonų pernaša sudarė 0,398 kg/(ha·mėn.) Šešuvio ir 0,132 kg/(ha·mėn.) Verknės tyrimų postuose. Pernaša paviršiniu nuotėkiu buvo atitinkamai 0,504 ir 0,156 kg/(ha·mėn.).

Visuose smėlio, priemolio ir molio nuogulų tyrimų postuose amonio jonų vertikalioje migracijoje nustatytas tas pats dėsniumas: amonio jonų kiekiai intensyviai mažėja gylyje iki 1 m. Šis sumažėjimas sietinas su augalijos šaknų zona ir biogeninių medžiagų pasisavinimu bei atpalaidavimu esant pertekliui. Intensyviausiai amonio jonų kiekiai mažėjo šaknų zonoje gylyje iki 0,5 m paviršiuje esant nedidelėms, iki 0,5 ml/l koncentracijoms.

Šiomis sąlygomis amonio koncentracijos sumažėja 2,5–2,9 karto. 1 m gylyje koncentracijų mažėjimas sietinas su filtracijos koeficientu – mažesnės filtracijos zonose amonio jonų kiekiai sumažėja iki 5 kartų, lyginant su paviršiumi. Su filtracijos koeficientu sietina grunto vandens kokybė: priemolio nuogulose gruntuose vandenyje buvo santykinai mažiausios amonio jonų koncentracijos.

Visų nuogulų tyrimų postuose visuose gyliuose amonio jonų koncentracijos mažėjo artėjant prie upės. Amonio jonų pernaša gruntuose vandeniui smėlio nuogulų tyrimų postuose buvo 0,065 kg/(ha·mėn.), priemolio – 0,033 kg/(ha·mėn.) ir molio – 0,265 kg/(ha·mėn.).

Nitratų kitimas vasaros sezonu. Smėlingų nuogulų grupės upėse nitratų migracijoje išryškėjo šie dėsningumai: nitratų koncentracijos, lyginant su paviršiumi, 1 m gylyje didesnės 40 %, giliau koncentracijos sumažėja, bet vis tiek išlieka didesnės negu paviršiuje. Ūlos tyrimų poste koncentracijos kito 0,00–15,00 mg/l intervale. Šis, didžiausias kitimas nustatytas II lizimetre. Vidutinės nitratų koncentracijos buvo 4,83 mg/l, t. y. 4,4 karto didesnės negu Žeimenos tyrimų poste, kur koncentracijos kito nuo 0,00 iki 3,62 mg/l. Šis, didžiausiu intervalu kitimas, buvo III lizimetre. Tyrimų duomenys tarpusavyje koreliavo stipriai ir vidutiniu stiprumu ir buvo labai reikšmingi arba reikšmingi (3.9 lentelė).

3.9 lentelė. Nitratų koncentracijų kitimo vasaros sezonu statistinės charakteristikos

Table 3.9. Statistical characteristics of the data of concentration changes of nitrates

Upė	Koreliacijos koeficientas r ir patikimumas p			
	tarp tyrimų posto 2010–2012 m duomenų eilių		tarp tyrimų postų duomenų eilių	
	r	p	r	p
Ūla	0,73	0,05	0,55	0,09
Žeimena	0,71	0,05		
Lėvu	0,15	0,11	0,31	0,20
Akmena-Danė	0,35	0,11		
Šešuvis	0,03	0,90	0,06	0,76
Verknė	0,10	0,68		

Vertikaloje migracijoje nitratų koncentracijos, lyginant su nustatytomis paviršiuje, didėjo 13 % 0,5 m gylyje ir 40 % 1 m gylyje. Giliau koncentracijos mažėjo ir 2 m gylyje buvo 26 % didesnės negu paviršiuje. Nepriklausomai nuo augalų vegetacijos smėlingose nuogulose nitratai yra įplaunami gilyn į nuogulas ir jų koncentracijos didėjo. Horizontalioje migracijoje nitratų koncentracijos mažėjo einant artyn prie upės visuose gyliuose 0,8–6,5 %/m intensyvumu. Nuo IV iki I lizimetrų nitratų mažėjo 1,2 %/m paviršiuje ir 1,7 %/m gruntuose vandenyje.

Vidutinės nitratų koncentracijos Ūlos upės vandenyje buvo 4,27 mg/l, gruntuose vandenyje – 3 % didesnės. Žeimenos upės vandenyje koncentracijos bu-

vo 1,21 mg/l, 33 % didesnės už gruntinio vandens. Nitratų pernaša gruntiniu vandeniu buvo 1,174 kg/(ha·mėn.) Ūlos ir 0,274 kg/(ha·mėn.) Žeimenos tyrimų postuose.

Priemolingų nuogulų grupės upėse nitratų koncentracijos buvo 4 kartus didesnės negu smėlingų ir 14 % mažesnės negu molingų nuogulų upių tyrimų postuose. Didžiausios koncentracijos buvo paviršiuje, kurios mažėjo nuo paviršiaus gilyn ir upės link. Lėvens tyrimų poste nitratų koncentracijos kito 0,00–23,20 mg/l, Akmenos-Danės – 0,00–42,80 mg/l intervaluose. Akmenos-Danės tyrimų poste vidutinės koncentracijos buvo 18 % didesnės už buvusias Lėvens tyrimų poste. Koreliacinių ryšių nebuvimą ir dideles koncentracijas lėmė šalia tyrimų postų vykdoma žemės ūkio veikla.

Priemolingų nuogulų grupės tyrimų postuose didžiausios nitratų koncentracijos buvo paviršiuje. Giliau, lyginant su paviršiumi, jos buvo mažesnės: 0,5 m gylyje 45 %, 1 m – 59 %, 2 m – 66 %, 2,5 m 74 % (3.35 pav.).

3.35 pav. Nitratų koncentracijų kitimas Akmenos-Danės tyrimų poste vasaros sezonu
Fig. 3.35. Concentration changes of nitrates in the Akmena-Danė post on summer

Paviršiuje nitratų koncentracijos tarp IV ir I lizimetrų mažėjo 1 %/m. Intensyviausiai koncentracijos mažėjo tarp II ir I lizimetrų – 10 %/m. Tuo tarpu nitratų koncentracijos gruntiniame vandenyje tarp IV ir I lizimetrų padidėjo 46 %, t. y. 2,7 %/m. Tai rodo, kad vasaros laikotarpiu nitratų pernaša vyksta tiek paviršiniu, tiek požeminiu nuotėkiu.

Lėvens upės vandenyje tyrimo laikotarpiu nitratų koncentracijos kito nuo 0,73–7,80 mg/l, vidutinės koncentracijos buvo 4,23 mg/l, 2 kartus didesnės už Akmenos-Danės upėje nustatytas vidutines 2,07 mg/l koncentracijas, kurių kiti-

mo intervalas – 0,90–3,15 mg/l. Lėvens ir Akmenos-Danės tyrimų postuose vidutinės nitratų koncentracijos gruntuose vandenyje didesnės už koncentracijas upių vandenyse atitinkamai 1,4 ir 2,9 karto. Nitratų pernaša gruntuose vandenyje buvo Lėvens 0,912 kg/(ha·mėn.) ir Akmenos-Danės tyrimų poste 1,060 kg/(ha·mėn.).

Molingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose koncentracijos, nepriklausomai nuo to, kad koreliacijos tarp duomenų eilių nėra, dėsningumai vertikalioje migracijoje išlieka panašūs į priemolingų nuogulų grupės tyrimų postuose: 1 m gylyje buvo 32 %, 2 m – 45 % mažesnės už paviršiaus. Horizontalios nitratų migracijos dėsningumai panašūs į nustatytus priemolingų nuogulų grupės upių tyrimų postuose: didžiausios koncentracijos paviršiuje buvo toliausiai nuo kranto ir 0,9 %/m mažėjo upės link. Koncentracijos gruntuose vandenyje didėjo 13 %/m, t. y. tarp IV ir I lizimetrų padidėjo 3,2 karto.

Šešuvio upės vandenyje nitratų koncentracijos kito 1,93–3,75 mg/l, o Verknės – 2,20–3,45 mg/l intervaluose, vidutinės koncentracijos buvo atitinkamai 2,70 ir 2,73 mg/l. Lyginant su koncentracijomis upių vandenyje, gruntuose vandenyje koncentracijos buvo didesnės 1,6 karto Šešuvio ir 3,8 karto Verknės tyrimų postuose. Nitratų pernaša gruntuose vandenyje buvo 0,859 kg/(ha·mėn.) Šešuvio ir 1,754 kg/(ha·mėn.) Verknės tyrimų postuose, paviršiniu nuotėkiu atitinkamai 2,388 ir 3,128 kg/(ha·mėn.).

Vasaros sezonu didžiausios vidutinės nitratų koncentracijos fiksuotos molio nuogulų tyrimų poste. Čia jos buvo 2,8 karto didesnės negu smėlio ir 15 % didesnės negu priemolio tyrimų postuose. Priemolio ir molio nuogulų tyrimų postuose koncentracijos mažėjo nuo paviršiaus gilyn. Lyginant su paviršiuje buvusiomis nitratų koncentracijomis, 1 m gylyje priemolio tyrimų postuose buvo mažesnės 2 kartus, molio 1,6 karto. 2 m gylyje atitinkamai 2,5 ir 2,7 karto. Tai rodo, kad pakrantės augalijos šaknų zonoje (iki 1 m gylio) vyrauja intensyvus nitratų pasisavinimo procesas. Giliau vyrauja denitrifikacijos procesai, juos paaiškina amonio jonų didėjimas giliau 1 m. Smėlio nuogulų tyrimų vietose nitratai yra įplaunami gilyn, jų kiekiai didėja skurdesnės (negu kitų tyrimų vietų) pakrantės augalijos šaknų zonoje gylyje iki 1 m.

Didesnės už paviršiaus nitratų koncentracijos smėlio nuogulų tyrimų postuose buvo gruntuose vandenyje. Koncentracijos mažėjo artėjant prie upės paviršiuje 1,6 %/m, gruntuose vandenyje 2,5 %/m. Priemolio ir molio nuogulų tyrimų postuose didžiausios koncentracijos buvo paviršiuje, jos 1,4 %/m intensyvumu mažėjo upės link. Gruntuose vandenyje koncentracijos didėjo artėjant prie upės. Priemolio nuogulų grupės tyrimų postuose didėjo 2,7 %/m, molio – 13 %/m. Toks nitratų gruntuose vandenyje didėjimas paaiškinamas molio sąvybėmis: sausuoju laikotarpiu molio nuogulos džiūdamos sueižėja, todėl didžioji pirmų kritulių dalis įplauna biogeninės medžiagos gilyn į gruntinį vandenį.

Nitratų pernaša gruntiniu vandeniu sudarė smėlio nuogulose 0,724 kg/(ha·mėn.), priemolio – 0,986 kg/(ha·mėn.) ir molio – 1,306 kg/(ha·mėn.).

Nitritų, pH, ištirpusio deguonies kitimas vasaros sezonu. Kaip ir pavasario sezonu, vasarą nitritų kitimo dėsningumų nebuvo nustatyta. Smėlio nuogulų grupės tyrimų postuose pH buvo 6,8–7,0, ištirpusio deguonies kiekiai 8,4–10,00. Ūlos tyrimų poste nitritai kito 0,02–80,00 mg/l intervale, vidutinės koncentracijos buvo 8,85 mg/l; Žeimenos tyrimų poste – 0,00–48,00 mg/l intervale, tačiau vidutinės 14,19 mg/l koncentracijos buvo 1,6 karto didesnės negu Ūlos tyrimų poste. Pernaša gruntiniu vandeniu atitinkamai buvo 3,365 ir 1,958 kg/(ha·mėn.). Ūlos upės vandenyje vidutinės nitritų koncentracijos buvo 0,08, Žeimenos – 0,02 mg/l.

Priemolio nuogulų tyrimų postuose pH buvo apie 7,3–7,4, ištirpęs deguonis 7,8–8,3 mg/l. Nitritų koncentracijos Lėvens tyrimų poste kito 0,00–64,00 g/l, Akmenos-Danės – 0,01–94,00 mg/l. Tuo tarpu vidutinės koncentracijos buvo panašios: 23,48 ir 27,75 mg/l. Pernaša gruntiniu vandeniu Lėvens tyrimų poste buvo 4,667, Akmenos-Danės – 7,576 kg/(ha·mėn.).

Molio nuogulų tyrimų postuose pH kito 7,1–7,7, ištirpęs deguonis 7,3–9,7 mg/l intervaluose. Nitritų koncentracijos Šešuvio tyrimų poste 0,04–88 mg/l, Verknės 0,03–39,00 mg/l intervaluose. Vidutinės koncentracijos buvo atitinkamai 34,93 ir 12,78 mg/l. Pernaša gruntiniu vandeniu Šešuvio tyrimų poste buvo 6,293, Verknės – 2,304 kg/(ha·mėn.). Nitritų vidutinės koncentracijos upių vandenyse buvo vienodos – apie 0,06 mg/l.

Fosfatų kitimas vasaros sezonu. Smėlio nuogulų grupės tyrimų postuose fosfatų koncentracijos, stipriai sumažėjančios gylyje iki 1 m, giliau padidėja, bet gruntiniame vandenyje būna mažesnės už paviršiaus. Ūlos upės tyrimų poste fosfatų koncentracijos kito 0,00–2,26 mg/l intervale, vidutinė koncentracija tyrimo laikotarpiui buvo 0,42 mg/l. Didžiausiu 0,02–2,26 mg/l intervalu koncentracijos kito IV lizimetre, mažiausiu 0,00–0,65 mg/l kito I lizimetre. Žeimenos tyrimų poste fosfatų koncentracijos 2 kartus mažesnės už buvusias Ūlos tyrimų poste. Čia jos kito 0,01–0,92 mg/l intervale, vidutinė koncentracija buvo 0,21 mg/l. Didžiausiu 0,04–0,92 mg/l intervalu koncentracijos kito IV lizimetre, mažiausiu 0,04–0,32 mg/l intervalu kito I lizimetre. Duomenys tyrimų postuose ir tarp postų reikšmingai koreliuoja (3.10 lentelė).

Vertikaliajoje migracijoje fosfatų koncentracijos mažėjo einant gilyn iki 1 m. 0,5 m gylyje, lyginant su paviršiumi, sumažėjo 19 %, 1 m gylyje 40 %, giliau padidėjo, 2 m gylyje buvo 1,4 % mažesnės už paviršiaus (3.36 pav.).

Einant artyn upės, nuo IV iki I lizimetrų fosfatų koncentracijos sumažėjo 49 % (2,9 %/m) gruntiniame vandenyje ir 41 % (2,4 %/m) paviršiuje. Didžiausiu, 11,7 %/m greičiu, koncentracijos mažėjo gruntiniame vandenyje ir paviršiu-

je tarp I ir II lizimetų. Tai galėjo lemti įsifiltruojantis upės vanduo. Kitose atkarpose koncentracijos mažėjo 0,8–4,8 %/m.

3.10 lentelė. Fosfatų koncentracijų kitimo vasaros sezonu statistinės charakteristikos

Table 3.10. Statistical characteristics of the data of concentration changes of phosphates

Upė	Koreliacijos koeficientas r ir patikimumas p			
	tarp tyrimų posto 2010–2012 m duomenų eilių		tarp tyrimų postų duomenų eilių	
	r	p	r	p
Ūla	0,52	0,06	0,51	0,09
Žeimenė	0,83	0,09		
Lėvuo	0,54	0,09	0,52	0,07
Akmėna-Danė	0,44	0,25		
Šešuvis	0,13	0,59	0,26	0,20
Verknė	0,27	0,27

3.36 pav. Fosfatų koncentracijų kitimas Ūlos tyrimų poste vasaros sezonu

Fig. 3.36. Concentration changes of phosphates in the Ūla post on summer

Ūlos upės vandenyje fosfatų koncentracijos kito 0,09–0,32 mg/l intervale, vidutinės koncentracijos 0,19 mg/l. Žeimenos upės vandenyje koncentracijos buvo mažesnės 2 kartus, čia jos kito 0,05–0,15 mg/l intervale, vidutinės 0,10 mg/l. Gruntinio vandens koncentracijos I lizimetuose 48 % didesnės už upių vandens. Fosfatų pernaša gruntiniu vandeniu sudarė 0,084 kg/(ha·mėn.) Ūlos ir 0,044 kg/(ha·mėn.) Žeimenos tyrimų postuose.

Priemolio nuogulų grupės tyrimų postuose koncentracijos mažėjo gylyje iki 1 m. Giliau, gruntiniame vandenyje, padidėjo, bet neviršijo paviršiaus koncentracijų. Artėjant prie upės koncentracijos kito nežymiai. Lėvens tyrimo poste fosfatų koncentracijos kito 0,00–2,50 mg/l amplitude. Vidutinės koncentracijos buvo 0,37 mg/l – 62 % didesnės už gautas Akmenos-Danės tyrimų poste. Čia koncentracijos kito 0,00–1,03 mg/l

Tyrimų postuose fosfatų koncentracijos mažėjo gylyje iki 1 m. 0,5 m gylyje koncentracijos buvo 42 % mažesnės už paviršiaus, 1 m gylyje 48 %. Giliau koncentracijos didėjo, bet 2,5 m gylyje buvo 31 % mažesnės už paviršiaus. Horizontalioje migracijoje jos visuose gyliuose kito nežymiai $\pm 0,6$ %/m. (3.37 pav.).

3.37 pav. Fosfatų koncentracijų kitimas Akmenos-Danės tyrimų poste vasaros sezonu
Fig. 3.37. Concentration changes of phosphates in the Akmena-Danė post on summer

Lėvens upės vandenyje fosfatų koncentracijos kito 0,15–2,50 mg/l ribose, vidutinės koncentracijos buvo 0,83 mg/l, 4,8 karto didesnės negu Akmenos-Dangės upės vandenyje, kur koncentracijos kito 0,04–0,52 mg/l. Koncentracijos gruntiniame vandenyje, lyginant su upės vandenyje, buvo 2,8 karto didesnės Lėvens ir 5 % mažesnės Akmenos-Danės tyrimų postuose. Pernaša gruntiniu vandeniu sudarė 0,060 kg/(ha·mėn.) Lėvens ir 0,043 kg/(ha·mėn.) Akmenos-Danės tyrimų postuose.

Molio nuogulų grupės tyrimų postuose fosfatų koncentracijos didėjo vandeniui vertikalčiai migruojant gilyn, nes didžiausi kiekiai buvo įplaunami per sausuoju laikotarpiu sueižėjusias nuogulas. Šešuvio tyrimų poste fosfatų koncentracijos kito 0,00–2,50 mg/l intervale, vidutinės 0,71 mg/l koncentracijos buvo

2,6 karto didesnės už Verknės. Verknės tyrimų poste koncentracijos kito 0,05–0,49 mg/l amplitudė, vidutinės koncentracijos buvo 0,27 mg/l.

Nepriklausomai nuo silpnų ir nereikšmingų korelacijų tarp tyrimų duomenų vertikalioje migracijoje abiejuose tyrimų postuose fosfatų koncentracijos pasiskirstė dėsningai: 1 m gylyje koncentracijos buvo 23 % didesnės, 2 m gylyje 1 % didesnės negu paviršiuje. Tarp IV ir I lizimetrų koncentracijos mažėjo paviršiuje 0,2 %/m ir gruntiniame vandenyje 0,3 %/m. Taip galėjo atsitikti todėl, kad sausuoju vasaros laikotarpiu džiūstančios molio nuogulos supleišėja ir lietaus vanduo, patekęs ant žemės paviršiaus plyšiais pasiekia gruntinius vandenius.

Šešuvio upės vandenyje fosfatų vidutinės koncentracijos buvo 0,20 mg/l (0,09–0,36 mg/l), 74 % didesnės už Verknės upės vandens, kur koncentracijos kito 0,05–0,14 mg/l ribose. Gruntiniame vandenyje koncentracijos buvo didesnės už upės vandens 4,3 karto Šešuvio ir 2 kartus Verknės tyrimų postuose. Fosfatų pernaša gruntiniu vandeniu Šešuvio tyrimų poste buvo 0,143 kg/(ha·mėn.), Verknės – 0,057 kg/(ha·mėn.).

Vasaros laikotarpiu fosfatų koncentracijos smėlio ir molio nuogulų grupių tyrimo postų gruntiniuose vandenyse buvo artimos koncentracijoms paviršiuje. Tai aiškinama nuogulų filtracija. Molio nuogulų filtracijos koeficientas labai priklauso nuo aplinkos sąlygų: sausuoju laikotarpiu molio nuogulos džiūdamos sueižėja. Tokiu atveju artimiausias lietus, patekęs ant žemės paviršiaus, susidariusiais plyšiais greitai patenka į gilesnius nuogulų sluoksnius, lengvai pasiekia gruntinius vandenius.

Priemolio nuogulomis vanduo filtruojasi kiek lėčiau, todėl dalis vandens su ištirpusiomis medžiagomis pasisavinama augalų, dalis pasiekia gruntinius vandenius. Turbūt augalai pasisavina tik tam tikrą kiekį fosfatų, todėl tiek smėlio, tiek priemolio nuogulose fosfatų koncentracijos 1 m gylyje sumažėja iki 2,4 karto paviršiuje buvusio kiekio. Fosfatų gruntiniu vandeniu pernešama smėlio nuogulose 0,064, priemolio 0,052, molio – 0,100 kg/(ha·mėn.).

3.2.3. Biogeninių medžiagų kitimo ypatybių įvertinimas rudens sezonu

Amonio jonų kitimas rudens sezonu. Rudens sezonu koreliavo tik smėlingų ir priemolingų upių grupių tyrimų postų amonio jonų duomenys (3.11 lentelė). Smėlingų nuogulų grupės tyrimų postuose vyravo amonio jonų įplovimas į nuogulas. 1 m gylyje, lyginant su paviršiumi, buvo 85 % didesnės amonio jonų koncentracijos (D priedas 10D lentelė). 2 m gylyje šiek tiek sumažėja, bet vis tiek yra 69 % didesnės negu paviršiuje. Tarp IV ir I lizimetrų koncentracijos didėja 8,1 %/m paviršiuje ir 1,4 %/m gruntiniame vandenyje. Gruntiniame vandenyje amonio jonų koncentracijos buvo 5,4 karto didesnės už nustatytas upės vandenyje. Pernaša gruntiniu vandeniu buvo 0,092 kg/(ha·mėn.) Ūlos ir

0,088 kg/(ha·mėn.) Žeimenos tyrimų postuose, paviršiniu nuotėkiu 0,062 ir 0,069 kg/(ha·mėn.).

3.11 lentelė. Amonio jonų koncentracijų kitimo rudens sezonu statistinės charakteristikos

Table 3.11. Statistical characteristics of the data of concentration changes of ammonium ion

Upė	Koreliacijos koeficientas r ir patikimumas p			
	tarp tyrimų posto 2010–2012 m duomenų eilių		tarp tyrimų postų duomenų eilių	
	r	p	r	p
Ūla	0,51	0,09	0,61	0,11
Žeimena	0,61	0,10		
Lėvu	0,52	0,07	0,56	0,06
Akmena-Danė	0,58	0,09		
Šešuvis	0,34	0,14	0,12	0,74
Verknė	0,38	0,63		

Priemolingų nuogulų grupės upių tyrimų postuose, skirtingai nei smėlingų nuogulų grupės upėse, amonio jonų koncentracijos didėjo gilyn iki gruntinio vandens, kurio koncentracijos buvo 43 % mažesnės už nustatytas paviršiuje. Lėvens tyrimų poste amonio jonų koncentracijos buvo 45 % didesnės už Akmenos-Danės tyrimo posto (D priedas 11D lentelė). Tarp IV ir I lizimetrų koncentracijos mažėjo 0,9 %/m paviršiuje ir 21 %/m didėjo gruntiniame vandenyje (3.38 pav.). Amonio jonų koncentracijos Lėvens upės vandenyje buvo 2,9 karto didesnės už Akmenos-Danės. Lėvens upės vandenyje amonio jonų koncentracijos buvo 49%, o Akmenos-Danės – 13 % didesnės už nustatytas gruntiniame vandenyje. Pernaša gruntiniu vandeniu buvo 0,041 kg/(ha·mėn.) Lėvens ir 0,021 kg/(ha·mėn.) Akmenos-Danės tyrimų postuose, paviršiniu nuotėkiu 0,027 ir 0,034 kg/(ha·mėn.).

Horizontalioje migracijoje amonio jonų koncentracijos didėjo upės link tiek paviršiuje, tiek gruntiniame vandenyje. Nuo IV iki I lizimetrų koncentracijos didėjo paviršiuje 1,3 %/m, gruntiniame vandenyje 0,2 %/m.

Šešuvio upės vandenyje amonio jonų koncentracijos kito nuo 0,05 iki 0,24 mg/l, vidutinė koncentracija tyrimo laikotarpiui buvo 0,14 mg/l, Verknės upės vandenyje koncentracijų kitimas apėmė 0,08–0,18 mg/l intervalą, vidutinė koncentracija 0,14 mg/l. Vidutinės amonio jonų koncentracijos upės vandenyje buvo mažesnės už buvusias gruntiniame vandenyje (I ir II lizimetrų duomenimis) 13–18 %. Amonio jonų pernaša Šešuvio tyrimų poste buvo 0,047 kg/(ha·mėn.), Verknės tyrimų poste 0,025 kg/(ha·mėn.) gruntiniu vandeniu ir 0,043 ir 0,023 kg/(ha·mėn.) paviršiniu nuotėkiu.

3.38 pav. Amonio jonų koncentracijų kitimas Akmenos-Danės tyrimų poste rudens sezonu

Fig. 3.38. Concentration changes of ammonium ions in the Akmena-Danė post on autumn

Didžiausios vidutinės amonio jonų koncentracijos buvo smėlio nuogulų 0,45 mg/l, daugiau negu 2 kartus mažesnės koncentracijos buvo molio 0,22 mg/l ir priemolio 0,17 mg/l nuogulų grupių tyrimų postuose. Smėlio nuogulose gruntuiniame vandenyje koncentracijos buvo 0,51 mg/l, tuo tarpu daugiau negu 2,6 karto mažesnės koncentracijos buvo molio 0,19 mg/l, priemolio 0,16 mg/l nuogulose. Upių vandenyse buvo mažesnės koncentracijos negu gruntuiniame vandenyje: smėlio nuogulų tyrimų poste 6,1 karto, molio 1,4 karto. Tuo tarpu priemolio grupės tyrimų poste upių vandenyje koncentracijos buvo didesnės 1,5 karto.

Visuose tyrimų postuose vertikalioje migracijoje amonio jonų koncentracijos didėjo gilyn 1 m. Tai lėmė augalų vegetacijos sumažėjimas ir amonio jonų atpalaidavimas šaknų zonoje. Koncentracijos tolygiai didėjo gilyn 82 ± 9 % smėlio nuogulų ir 64 ± 5 % priemolio nuogulų tyrimų postuose, tuo tarpu molio nuogulų postuose didėjo netolygiai – 24–93 %. Tai gali būti paaiškinama vandens filtracijos per nuogulas ypatybėmis: smėlio ir priemolio nuogulose filtracijos koeficientai, priklausomai nuo įmirkimo nekinta arba kinta nežymiai, tuo tarpu molio nuogulose kinta 12,5–0,01 m/d.

Horizontalioje migracijoje tarp IV ir I lizimetrų koncentracijos didėja smėlio nuogulose 8,1 %/m paviršiuje ir 1,4 %/m gruntuiniame vandenyje, priemolio nuogulose mažėja 0,9 %/m paviršiuje ir didėja 20,9 %/m gruntuiniame vandenyje, molio nuogulose koncentracijos didėja 1,3 %/m paviršiuje ir mažėja 0,2 %/m gruntuiniame vandenyje.

Rudens sezonu amonio jonų pernaša gruntiniu vandeniu smėlio nuogulose sudaro 0,090 kg/(ha·mėn.), o daugiau negu 2,5 karto mažesnė pernaša buvo molio 0,036 kg/(ha·mėn.) ir priemolio 0,031 kg/(ha·mėn.) nuogulose. Pernaša upės vandeniu buvo didesnė už pernašą gruntiniu vandeniu 3,1 karto molio ir 1,9 karto priemolio ir 2,9 karto mažesnė smėlio nuogulų grupės baseinuose.

Nitratų kitimas rudens sezonu. Smėlingų ir priemolingų nuogulų grupės tyrimų postuose rasti reikšmingi koreliaciniai ryšiai tarp tyrimų duomenų (3.12 lentelė). Ūlos tyrimų poste buvo 2,7 karto didesnės koncentracijos negu Žeimenos. Smėlingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose nitratų koncentracijos didėjo nuo paviršiaus gilyn ir 1 m gylyje buvo 33 % didesnės už paviršiaus. Giliau, 1,5 ir 2 m gyliuose buvo mažesnės koncentracijos, bet 9 % didesnės už paviršiaus. Didžiausiu intervalu koncentracijos kito II ir IV lizimetruose (D priedas 12D lentelė).

3.12 lentelė. Nitratų koncentracijų kitimo rudens sezonu statistinės charakteristikos
Table 3.12. Statistical characteristics of the data of concentration changes of nitrates

Upė	Koreliacijos koeficientas r ir patikimumas p			
	tarp tyrimų posto 2010–2012 m duomenų eilių		tarp tyrimų postų duomenų eilių	
	r	p	r	p
Ūla	0,83	0,01	0,88	0,01
Žeimena	0,78	0,01		
Lėvu	0,54	0,10	0,61	0,09
Akmena-Danė	0,31	0,21		
Šešuvis	0,08	0,75	0,04	0,84
Verknė	0,21	0,39		

Tarp IV ir I lizimetrų koncentracijos mažėjo paviršiuje 3,9 %/m, gruntiniame vandenyje 3 %/m. Nitratų koncentracijos Ūlos upės vandenyje kito 3,26–3,97 mg/l, vidutinės koncentracijos tyrimo laikotarpiui buvo 3,49 mg/l, t. y. 4 kartus didesnės už vidutinės 1,15 mg/l nitratų koncentracijas Žeimenos upės vandenyje.

Lyginant su upių vandenyse buvusiomis nitratų koncentracijomis, gruntiniai vandenys Ūlos tyrimų poste buvo 3,1 karto mažesnių nitratų koncentracijų, Žeimenos tyrimų poste – 33 %. Nitratų pernaša gruntiniu vandeniu buvo 0,407 kg/(ha·mėn.) Ūlos ir 0,185 kg/(ha·mėn.) Žeimenos tyrimų postuose, paviršiniu nuotėkiu 0,348 ir 0,129 kg/(ha·mėn.).

Skirtingai smėlingų nuogulų upių grupės, priemolingų nuogulų upių grupės tyrimo tyrimų postuose nitratų koncentracijos mažėjo gilyn nuo paviršiaus 1 m, koncentracijos gruntiniame vandenyje buvo mažesnės už paviršiaus. Lėvens tyrimų poste nitratų koncentracijos kito 0,00–29,60 mg/l ribose, vidutinės koncent-

racijos buvo 3,36 mg/l. Akmenos-Danės tyrimų poste nitratų koncentracijos kito 0,00–18,00 mg/l intervalu, vidutinės koncentracijos buvo 6,52 mg/l, t. y. 94 % didesnės už Lėvens. Didžiausiais intervalais abejuose postuose nitratų koncentracijos kito III lizimetruose. Akmenos-Danės poste vidutinės 7,27 mg/l koncentracijos buvo 84 % didesnės už Lėvens (3,90 mg/l).

Nitratų koncentracijos gilyn nuo paviršiaus mažėjo vidutiniškai 51 % 0,5 m gylyje ir 52 % 1 m gylyje. Giliau, 2 m gylyje, koncentracijos padidėjo, bet buvo 50 % mažesnės negu paviršiuje (3.39 pav.).

3.39 pav. Nitratų koncentracijų kitimas Lėvens tyrimų poste rudens sezonu

Fig. 3.39. Concentration changes of nitrates in the Lėvuo post on autumn

Nitratų koncentracijos upės link didėjo. Tarp IV ir I lizimetrų koncentracijos didėjo 0,9 %/m paviršiuje ir 1,5 %/m gruntiniame vandenyje. Koncentracijų didėjimas stebėtas nuo IV iki II lizometro: paviršiuje – 3,3 %/m, gruntiniame vandenyje 1,9 %/m.

Lėvens upės vandenyje nitratų vidutinės koncentracijos tyrimo laikotarpiui buvo 1,54 mg/l. Akmenos-Danės upės vandenyje 7,50 mg/l koncentracijos buvo 4,9 karto didesnės už buvusias Lėvens upės vandenyje. Upės vandenyje, lyginant su nitratų koncentracijomis, nustatytomis I lizimetruose gruntiniame vandenyje, Lėvens upės tyrimų poste buvo 11 %, Akmenos-Danės – 31 % didesnės koncentracijos. Nitratų pernaša gruntiniu vandeniu buvo 0,215 kg/(ha·mėn.) Lėvens ir 1,589 kg/(ha·mėn.) Akmenos-Danės tyrimų postuose, kai paviršiuje pernaša buvo 1,100 ir 2,036 kg/(ha·mėn.).

Molingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose, kaip ir priemolingų nuogulų, nitratų koncentracijos mažėjo nuo paviršiaus iki 1 m. Verknės tyrimų poste kon-

centracijos buvo 48 % mažesnės už vidutinės Šešuvio tyrimų poste. 1 m gylyje koncentracijos buvo 48 %, 2 m – 37 % mažesnės už paviršiaus. Koncentracijos mažėjo artyn prie upės 0,3 %/m paviršiuje ir 2,2 %/m gruntiniame vandenyje.

Verknės upės vandenyje buvo 13 % mažesnės už Šešuvio upės. Vidutinės nitratų koncentracijos upių vandenyje buvo didesnės už nustatytas gruntiniame vandenyje 41 %, bet 53 % mažesnės už buvusias paviršiuje. Galima daryti prielaidą, kad rudens sezonu nitratų pernaša vyksta paviršiniu nuotėkiu ir sudaro Šešuvio tyrimų poste 1,364 kg/(ha·mėn.) paviršiniu nuotėkiu ir 0,930 kg/(ha·mėn.) gruntu vandeniu, Verknės atitinkamai 0,809 kg/(ha·mėn.) ir 0,481 kg/(ha·mėn.).

Didžiausios vidutinės nitratų koncentracijos buvo priemolio 4,94 mg/l ir molio 4,23 mg/l nuogulų grupių tyrimų postuose. Smėlio nuogulų tyrimų poste buvo daugiau kaip 2,5 karto mažesnės 1,70 mg/l nitratų koncentracijos. Analogiška situacija buvo nitratų koncentracijose gruntiniame vandenyje: priemolio 3,79 mg/l, molio 3,75 ir smėlio 1,37 mg/l – daugiau kaip 2,7 karto mažesnės koncentracijos. Gruntiniame vandenyje nitratų koncentracijos buvo didesnės už upių vandenyje buvusias koncentracijas 39 % smėlio, 19 % priemolio nuogulų tyrimų postuose. Molio nuogulų tyrimų postuose koncentracijos buvo mažesnės 1 %.

Priemolio ir molio nuogulose rudens sezonu koncentracijos mažėjo nuo paviršiaus gilyn iki 1 m atitinkamai 4,4 ir 2,2 karto ir 2 m gylyje padidėjo bet buvo 3,0 ir 1,6 karto mažesnės už buvusias paviršiuje. Tuo tarpu smėlio nuogulose koncentracijos didėjo 33 %, o 2 m gylyje buvo tik 9 % didesnės už paviršiaus.

Skirtumai išliko ir horizontalioje migracijoje: priemolio nuogulų grupės tyrimų postuose nitratų koncentracijos nežymiai didėjo artyn upės 1,5 %/m paviršiuje ir 0,8 %/m gruntiniame vandenyje; molio – didėjo 0,1 %/m paviršiuje ir 0,4 %/m gruntiniame vandenyje. Priemolio nuogulų grupės tyrimų postuose nustatytas koncentracijų didėjimas upės link: 1,5 %/m paviršiuje ir 0,8 %/m gruntiniame vandenyje.

Nitratų pernaša gruntu vandeniu didžiausia buvo 0,902 kg/(ha·mėn.) priemolio nuogulose. Molio nuogulose 0,705 kg/(ha·mėn.), smėlio – 0,296 kg/(ha·mėn.). Skačiuojant upės vandeniui, nitratų pernaša didesnė už grunto vandens 17 % buvo priemolio grupės baseinuose. Kitur – mažesnė: smėlio 7,5 %, molio 29 %.

Nitritų, pH, ištirpusio deguonies kitimas rudens sezonu. Rudens sezonu pH smėlio nuogulų grupės tyrimų postuose kito 6,6–6,8, priemolio 7,1–7,4, molio 7,5–7,6 intervalu. Deguonies koncentracijos stabiliausios buvo priemolio nuogulų tyrimų postuose – 7,8–7,9 mg/l. Didesniu intervalu kito smėlio 5,4–6,7 mg/l ir molio 8,6–10,0 mg/l. nuogulų grupių tyrimų postuose. Nitritų koncentracijos smėlio nuogulų grupės tyrimų postuose kito 0,01–73,00 mg/l intervaluose, vidutinės koncentracijos Ūlos tyrimų poste 11,78 mg/l, Žeimenos

19,40 mg/l. Didesnės 48 % nitritų koncentracijos buvo priemolio nuogulų grupės tyrimų postuose. Čia jos kito 0,04–88,00 mg/l intervaluose, vidutinės koncentracijos buvo apie 23,41 mg/l. Panašios, 24,10 mg/l vidutinės nitratų koncentracijos, kitosios 0,02–95,65 mg/l intervalu buvo molio nuogulų tyrimų postuose.

Dėsningumų tarp nitritų, pH ir ištirpusio deguonies, ir pH, ištirpusio deguonies ir nitratų bei amonio jonų koncentracijų nenustatyta.

Fosfatų kitimas rudens sezonu. Smėlio nuogulų grupės upių tyrimų postuose fosfatų koncentracijos didėjo vertikalčiai gilyn. Ūlos upės tyrimų poste koncentracijos kito 0,00–2,35 mg/l intervale, vidutinės koncentracijos buvo 0,68 mg/l. Didžiausia, 0,06–2,35 mg/l amplitudė koncentracijos kito I lizimetre, mažiausia 0,00–1,18 mg/l III lizimetre. 17 % mažesnės fosfatų koncentracijos buvo Žeimenos tyrimų poste. Čia jos kito 0,02–1,36 mg/l intervale. Didžiausia 0,06–1,36 mg/l amplitudė koncentracijos kito II lizimetre, mažiausia – I lizimetre, kur kito nuo 0,09 iki 0,89 mg/l. 2010–2012 m. tyrimų duomenys koreliavo ir buvo reikšmingi: Ūlos tyrimų poste $r=0,80$ $p=0,01$, Žeimenos tyrimų poste $r=0,54$ $p=0,04$; tarp postų duomenų $r=0,57$ $p=0,01$. Ūlos upės vandenyje vidutinės fosfatų koncentracijos buvo 0,17 mg/l, Žeimenos – 0,07 mg/l.

Fosfatų koncentracijos nuo paviršiaus iki 0,5 m gylio didėjo intensyviausiai – 59 %. Giliau, 1 m gylyje, buvo 9 %, 2 m gylyje – 22 % didesnės už paviršiuje buvusias fosfatų koncentracijas. Horizontalioje migracijoje fosfatų koncentracijos nuo IV iki I lizimetrų mažėjo 0,2 %/m gruntiniame vandenyje ir 1,7 %/m paviršiuje (3.40 pav.).

3.40 pav. Fosfatų koncentracijų kitimas Žeimenos tyrimų poste rudens sezonu

Fig. 3.40. Concentration changes of phosphates in the Žeimena post on autumn

Ūlos upės vandenyje fosfatų koncentracijos buvo 4,9 karto, Žeimenos – 9,6 karto mažesnės už I lizimetuose buvusias gruntiniame vandenyje. Tai rodo, kad fosfatų pernaša iš baseino į upę vyksta gruntiniu vandeniu. Fosfatų pernaša gruntiniu vandeniu sudarė 0,116 kg/(ha·mėn.) Ūlos ir 0,112 kg/(ha·mėn.) Žeimenos tyrimų postuose.

Priemolio nuogulų upių grupės tyrimų postuose fosfatų koncentracijos mažėjo 1 m gilyn nuo paviršiaus. Vidutinės koncentracijos buvo 2,4 karto mažesnės už nustatytas smėlio nuogulų upių grupės tyrimų postuose. Lėvens tyrimų poste vidutinės koncentracijos buvo 0,31 mg/l, Akmenos-Danės tyrimų poste koncentracijos buvo 61 % mažesnės. Koreliacijos tarp tyrimų duomenų silpnos ir nereikšmingos.

Vertikaliajoje fosfatų migracijoje koncentracijos nuo paviršiaus iki 0,5 m gylio sumažėjo 43 %, 1 m – 52 % (3.41 pav.). Horizontalioje migracijoje abiejuose tyrimų postuose paviršiuje fosfatų koncentracijos didėjo 1,7 %/m, gruntiniame vandenyje 0,3 %/m.

3.41 pav. Fosfatų koncentracijų kitimas Lėvens tyrimų poste rudens sezonu

Fig. 3.41. Concentration changes of phosphates in the Lėvuo post on autumn

Tyrimo laikotarpiu Lėvens upės vandenyje fosfatų koncentracijos buvo 78 % procentais mažesnės, negu gruntiniame vandenyje, I lizimetre. Akmenos-Danės tyrimo vietoje upės vandenyje buvo 3,9 karto mažesnės fosfatų koncentracijos. Pernaša gruntiniu vandeniu buvo 0,039 kg/(ha·mėn.) Lėvens ir 0,040 kg/(ha·mėn.) Akmenos-Danės tyrimų postuose.

Molio nuogulų upių grupės tyrimų postuose fosfatų koncentracijos didėjo nuo paviršiaus gilyn. Fosfatų koncentracijos buvo 1,4 karto mažesnės už smėlio

ir 1,6 karto didesnės už priemolio nuogulų upių grupių tyrimų postuose buvusias fosfatų koncentracijas. Koreliacijos tarp tyrimo duomenų buvo tik Šešuvio tyrimų poste, kur $r=0,44$ $p=0,04$. Koreliacijos tarp tyrimų postų duomenų nebuvo.

Vertikalioje migracijoje fosfatų koncentracijos didėjo nuo paviršiaus gilyn ir lyginant su paviršiuje buvusiomis vidutinėmis fosfatų koncentracijomis 0,52 mg/l Šešuvio ir 0,15 mg/l Verknės tyrimų postuose, jos 1 m gylyje buvo 21 %, 2 m gylyje – 87 % didesnės (3.42 pav.).

3.42 pav. Fosfatų koncentracijų kitimas Šešuvio tyrimų poste rudens sezonu
Fig. 3.42. Concentration changes of phosphates in the Šešuvis post on autumn

Horizontalioje migracijoje fosfatų koncentracijos didėjo artėjant prie upės: lyginant nuo IV lizimetro III lizimetre 12 %, II lizimetre 18 %, I lizimetre 8 %. Gruntiniame vandenyje koncentracijos didėjo atitinkamai 5,7 ir 12 %.

Šešuvio upės vandenyje fosfatų koncentracijos tyrimo laikotarpiu kito 0,10–0,27 mg/l intervalu. Verknės upės vandenyje buvo 69 % mažesnės koncentracijos, jos kito 0,00–0,15 mg/l. Gruntiniame vandenyje fosfatų koncentracijos buvo apie 2,4 karto didesnės negu upių vandenyje. Pernaša gruntiniu vandeniu sudaro 0,175 kg/(ha·mėn.) Šešuvio ir 0,047 kg/(ha·mėn.) Verknės tyrimų postuose.

Didžiausios vidutinės fosfatų koncentracijos buvo smėlio nuogulų grupės tyrimų postuose 0,63 mg/l. Molio nuogulų grupės tyrimų postuose buvo 38 % mažesnės 0,45 mg/l, priemolio – 2,5 karto mažesnės 0,25 mg/l koncentracijos. Koncentracijos gruntiniame vandenyje pasiskirstė taip pat: smėlio 0,69 mg/l, molio 19 %, o priemolio 8,3 karto mažesnės. Tuo tarpu upės vandenyje didžiausios fosfatų koncentracijos buvo molio nuogulų grupės upėse – 0,14 mg/l, smėlio buvo 18 %, molio 72 % mažesnės koncentracijos. Visuose tyrimų postuose

fosfatų koncentracijos buvo didesnės gruntiniame vandenyje. Didžiausias, 5,8 karto skirtumas buvo laidžiausiose smėlio nuogulose, mažiausias – 2,4 karto – priemolio nuogulose.

Fosfatų koncentracijos smėlio ir molio nuogulose didėjo: 1 m gylyje buvo 17 % ir 28 %, 2 m gylyje 22 % ir 81 % didesnės už paviršiaus. Priemolio nuogulose fosfatų koncentracijos mažėjo ir 1 gylyje buvo 3,7 karto, 2 m gylyje šiek tiek padidėjo, bet buvo 48 % mažesnės už paviršiaus. Horizontalioje migracijoje fosfatų koncentracijų kitimų dėsningumų nenustatyta.

Didžiausia fosfatų pernaša gruntiniu vandeniu buvo smėlio 0,114 kg/(ha·mėn.) ir molio 0,111 kg/(ha·mėn.) nuogulose. Priemolio nuogulose pernaša buvo 2,9 karto mažesnė – 0,039 kg/(ha·mėn.). Visuose tyrimų postuose pernaša gruntiniu vandeniu buvo didesnė už paskaičiuotąją pernašą pagal upės koncentracijas smėlio 10,6, molio 5,9 ir priemolio 3,4 karto.

3.2.4. Upių pakrančių skirtingų nuogulų aeracijos zonos vandens kokybės tyrimo apibendrinimas ir išvados

1. Bendrojo azoto pernašą paviršiniu ir požeminiu nuotėkiu formuoja nitritų kiekiai, bendros pernašos sudarantys 75 % pavasario ir vasaros, 84 % rudens laikotarpiais. Nitratai atitinkamai sudaro 23 % pavasario, 22 % vasaros ir 15 % rudens laikotarpiais.
2. Pavasario sezonu visose nuogulose nagrinėjamų medžiagų pernaša vyrauja paviršiniu nuotėkiu. Amonio jonų pernaša upės vandeniu yra 6,3 karto, nitratų 8,3 karto didesnė už pernašą gruntiniu vandeniu ar paviršiniu nuotėkiu, tuo tarpu nitritų pernaša 183 kartus mažesnė. Fosfatų pernaša upės vandeniu 3,4 karto didesnė priemolio ir molio nuogulose, tuo tarpu smėlio nuogulose paviršiniu nuotėkiu ir gruntiniu vandeniu 1,2 karto didesnė negu upės vandeniu.
3. Amonio jonų, nitratų ir fosfatų pernaša gruntiniu vandeniu vyrauja visose nuogulose vasaros sezonu, kai amonio jonų ir nitratų pernaša 2,2 karto, o fosfatų 3,2 karto didesnė už paskaičiuotąją pernašą upės vandeniu.
4. Rudens sezonu vyrauja biogeninių medžiagų pernaša gruntiniu vandeniu smėlio nuogulose. Čia amonio jonų pernaša 3,6 karto, fosfatų – 3,3 karto didesnė, o nitratų 2,8 karto mažesnė už pernašą upės vandeniu. Pernaša paviršiniu nuotėkiu vyrauja priemolio ir molio nuogulose. Čia amonio jonų ir nitratų pernaša priemolio nuogulose 2,0 ir 2,8 karto, o molio 3,2 ir 1,9 karto didesnė upės vandeniu, negu paviršiniu nuotėkiu ir gruntiniu vandeniu.
5. Priemolio ir molio nuogulose visais sezonais nitratų koncentracijos mažėja nuo paviršiaus gilyn. Intensyviausias mažėjimas nustatytas gylyje iki 1 m, atskirais atvejais iki 1,5 m gylio – augalų šaknų zonoje. Čia nitratų, lyginant su paviršiumi, sumažėja vidutiniškai 2,5 karto, giliau koncentracijų poky-

- čiai pasiskirsto sezonais: rudens sezonu vyrauja nitrifikacijos, vasaros – denitrifikacijos procesai.
6. Smėlio nuogulose vyrauja nitratų įplovimo gilyn procesai. Pavasario sezonu 1 m gylyje nitratų kiekiai didesni 53 %, vasaros ir rudens sezonais, kai augalija pasisavina daugiau biogeninių medžiagų, didesni apie 36 %. Gilesniuose sluoksniuose vasarą ir rudenį vyrauja nitrifikacijos, pavasarį – denitrifikacijos procesai.
 7. Smėlio nuogulose horizontalioje migracijoje artėjant prie upės intensyviausiai nitratų koncentracijos mažėja artyn kranto rudenį: 3,9 %/m paviršiuje ir 3,0 %/m gruntiniame vandenyje. Vasarą mažėja atitinkamai 1,2 ir 1,7 %/m. Pavasarį – didėja 2,6 ir 0,3 %/m. Priemolio nuogulose pavasarį ir vasarą nitratų koncentracijos kinta priešingai paviršiuje ir gruntiniame vandenyje: pavasarį paviršiuje didėja 0,8 %/m, gruntiniame vandenyje mažėja 0,8 %/m, vasarą paviršiuje mažėja 1,0 %/m, gruntiniame vandenyje didėja 2,7 %/m. Rudenį koncentracijos didėja visuose gyliuose 0,9 ir 1,5 %/m. Molio nuogulose pavasarį nitratų koncentracijos didėja paviršiuje 3,9 %/m, gruntiniame vandenyje 11,0 %/m. Vasarą paviršiuje 0,9 %/m mažėja, 13,0 %/m didėja. Rudenį koncentracijos mažėja paviršiuje 0,3 %/m ir gruntiniame vandenyje 2,2 %/m.
 8. Amonio jonų koncentracijos smėlio nuogulose pavasario ir vasaros sezonais mažėja nuo paviršiaus gilyn. Intensyviausiai mažėja šaknų zonoje ir 1 m gylyje yra 35–42 % mažesnės už paviršiaus. Tuo tarpu kitose nuogulose 1 m gylyje pavasario sezonu amonio jonų padidėja: priemolio nuogulose 40 %, molio – 26 %. Įvertinus, kad nitratų koncentracijos atitinkamai sumažėja, galima teigti, kad šiuo laikotarpiu gylyje iki 1 m vyksta denitrifikacijos procesai. Rudenį amonio jonų kiekiai apie 85 % (1 m gylyje) padidėja, tikėtina dėl prasidedančių augalijos puvimo procesų.
 9. Horizontalioje migracijoje smėlio nuogulose amonio jonų koncentracijos visuose gyliuose artėjant prie kranto mažėjo 0,3–8,0 %/m visais sezonais, išskyrus pavasarį, kai gruntiniame vandenyje koncentracijos didėja 1,2 %/m. Priemolio nuogulose migracijoje išryškėja sezoniskumas: pavasarį didėja 1,4–2,3 %/m, vasarą mažėja 0,7–1,4 %/m, rudenį paviršiuje 2,2 %/m mažėja, gruntiniame vandenyje 1,5 %/m didėja. Molio nuogulose pavasarį amonio jonų koncentracijos mažėja kranto link 1,5–3,0 %/m, vasarą ir rudenį – didėja 0,2–3,6 %/m.
 10. Įvertinant biogeninių medžiagų migracijos augalų šaknų zonoje, skirtumus gali lemti smėlio nuogulose augančios augalijos specifika, t.y. augalija ir jų šaknų sistemos yra skurdesnės negu augalijos, augančios priemolio ir molio nuogulose, nepasisavina biogeninių medžiagų.
 11. Nustatyta fosfatų pernaša uo paviršiaus gilyn smėlio nuogulose pavasario ir rudens sezonais. Vasarą fosfatų koncentracijos 1 m gylyje sumažėja

- 2,4 karto – pasisavina augalai. Giliau nepasisavintos fosfatų koncentracijos pasiekdavo paviršiaus koncentracijas.
12. Horizontalioje migracijoje nustatyta, kad fosfatų koncentracijos smėlio nuogulose mažėja artėjant prie kranto. Vasarą ir pavasarį 4,1–6,4 %/m greičiu tiek paviršiuje tiek gruntiniame vandenyje, rudenį 2 %/m paviršiuje ir 0,1 %/m gruntiniame vandenyje. Molio nuogulose visuose gyliuose fosfatų koncentracijos mažėja pavasarį 4,0–4,5 %/m ir vasarą 0,9–1,7 %/m. Rudenį koncentracijos 0,2 %/m didėja. Priemolio nuogulose fosfatų koncentracijos paviršiuje visas sezonais mažėja 0,6–0,8 %/m. Gruntiniame vandenyje vasarą mažėja 1,1 %/m, pavasarį ir rudenį didėja atitinkamai 6,2 ir 6,9 %/m.

3.3. Kintančios antropogeninės apkrovos skirtingų nuogulų laukuose eksperimentiniai tyrimai ir matematinis modeliavimas

3.3.1. Kintančios antropogeninės apkrovos skirtingų nuogulų laukuose eksperimentiniai tyrimai

Kintančios antropogeninės apkrovos tyrimai atlikti tikrinant prielaidą, kad augalijos nepasisavintų cheminių medžiagų kiekis bus įplaukamas gilyn į nuogulas. Kas 20 dienų buvo didinama antropogeninė apkrova papildomu 10 kg/ha krūviu. Siekiant, kad analizuojamos biogeninės medžiagos būtų intensyviai pernešamos gilyn, lauke kas 10 dienų buvo organizuojamas papildomas laistymas. Tyrimų laukuose vyrauja pievos augalija: aukštoji avižūolė (*Arrhenatherum elatius*), paprastoji šunažolė (*Dactylis glomerata*), šluotsmilgė (*Deschampsia*).

Priemolio lauke didinant antropogeninę apkrovą numatyta grafiku, kiekvieną kartą paviršiuje nustatytos didesnės 15–32 % (vidutiniškai 23 %) amonio jonų ir 19–29 % (vidutiniškai 21 %) nitratų koncentracijos. 0,5 m gylyje ir giliau dėsningumai išsiskaidė į 1, 2 ir 3–5 eksperimentinių ėminių.

1 ir 2 natūralių sąlygų (3.43 pav., *nat.sql.*) ėminiai imti balandžio–gegužės mėnesiais, koncentracijos kito 0,03–0,13 mg/l. Birželio mėn. dviem įterpimais buvo įterptas 30 kg/ha NP atitikmuo. Praėjus 20 dienų po pirmojo (10 kg/ha NP atitikmens) trąšų įterpimo 1 eksperimentinio ėminio (3.43 pav., *eksp.*) metu nustatytos amonio jonų vidutinės 0,92 mg/l koncentracijos paviršiuje 8,3 karto viršijo natūralių sąlygų ėminius. 2 eksperimentiniais ėminiais amonio jonų koncentracijos buvo dar 36 % didesnės.

Atitinkamai 1 eksperimentiniais ėminiais nustatytos nitratų 2,97 mg/l koncentracijos paviršiuje viršijo natūralių sąlygų ėminius 11,9 karto. 2 eksperimentiniais ėminiais nustatytos 3,83 mg/l koncentracijos yra 29 % didesnės už 1 ėmi-

nių (3.44 pav.). Giliau, 1 m gylyje vidutinės amonio jonų koncentracijos buvo 69 %, nitratų – 23 % mažesnės negu paviršiuje. Tokį biogeninių medžiagų kitimą lėmė augalų pasisavinimas vegetacijos laikotarpiu. Giliau šaknų zonos, kuri laukuose sudarė 0,8–1,1 m, nitrifikacijos procesų įtakoje nitratų koncentracijos nuosekliai didėjo ir 2,5 m gylyje nustatytos 4,20–4,79 mg/l, t. y. 27 % didesnės negu paviršiuje. Amonio jonų kiekiai 1,5 m ir giliau toliau mažėjo, bet ne taip intensyviai, kaip gylyje iki 1 m. 2,5 m gylyje buvo 97 % mažesni už nustatytuosius paviršiuje. Šį kitimą lėmė šaknų zonos gylis ir nitrifikacijos procesai.

3.43 pav. Amonio jonų koncentracijų kitimas priemolio eksperimentiniame lauke

Fig. 3.43. Experimental bench of loam. Ammonium ion concentrations transitions

3–5 eksperimentiniai ėminiai imti liepos – rugsėjo mėnesiais. Paviršiuje nustatytos su kiekvienu įterpimu 15–21 % didėjančios 1,65–2,97 mg/l amonio jonų koncentracijos ir 19–22 % didėjančios 4,48–6,32 mg/l nitratų koncentracijos. Giliau, 0,5–1,0 m gylyje, nustatytos dar didesnės koncentracijos. 4 ir 5 ėminiais 1 m gylyje buvo 2,99–3,39 mg/l, t. y. 47 % didesnės už paviršiaus amonio jonų ir 6,38–7,00 mg/l, t. y. 23 % didesnės už paviršiaus nitratų koncentracijas. Šis amonio ir nitratų padidėjimas augalų šaknų zonoje sietinas su tuo, kad augalai nebeprisavino šių medžiagų, nes prasidėjo augalų vegetacijos proceso pabaiga. Giliau 2,5 m gylyje, nitrifikacijos įtakoje nustatytos amonio jonų 1,66–2,13 mg/l (4 ir 5 ėminiuose), 32 % mažesnės už esamas paviršiuje ir 3–5 ėminiuose 7,31–8,02 mg/l, 38 % didesnės už paviršiaus nitratų koncentracijos.

Fosfatų koncentracijos paviršiuje didėjo vidutiniškai 35 %. 1 ir 2 eksperimentiniais ėminiais gylyje iki 1 m fosfatų koncentracijos lyginant su paviršiumi 5,1 karto, t. y. intensyviau negu 3–5 ėminiais, kur mažėjo 57 % (3.45 pav.).

Smėlio lauke didinant antropogeninę apkrovą, kaip ir priemolio lauke, dėsningumai išsiskaidė į 1, 2 ir 3–5 eksperimentinius ėminius. 1 ir 2 eksperimenti-

nių ėminių metu nustatytos amonio jonų 1,18–1,62 mg/l koncentracijos paviršiuje 5 kartus viršijo natūralių sąlygų ėminiais gautas koncentracijas (3.46 pav.).

3.44 pav. Nitratų koncentracijų kitimas priemolio eksperimentiniame lauke
Fig. 3.44. Experimental bench of loam. Nitrate concentrations transitions

3.45 pav. Fosfatų koncentracijų kitimas priemolio eksperimentiniame lauke
Fig. 3.45. Experimental bench of loam. Phosphorus concentrations transitions

Nitratų 1 eksperimentiniais ėminiais nustatytos 2,67 mg/l koncentracijos paviršiuje 10,3 karto viršijo natūralių sąlygų ėminių koncentracijas. 2 ėminiuose buvo 3,46 mg/l koncentracijos yra 30 % didesnės už 1 ėminių (3.47 pav.).

Giliau, 1 m gylyje, amonio jonų vidutinės koncentracijos 9 % mažesnės negu paviršiuje, nitratų – 59 % mažesnės negu paviršiuje. Tai lėmė augalų pasisavinimas vegetacijos laikotarpiu, o lyginant su priemolio lauke gautais rezultatais – apie 5 kartus didesnis vandens greitis smėlio nuogulose. Giliau šaknų

zonos, kuri laukuose sudarė 1,1–1,4 m, nitrifikacijos procesų įtakoje nitratų koncentracijos ir 2,5 m gylyje nustatytos 2,56–2,69 mg/l, bet 16 % mažesnės negu paviršiuje. Amonio jonų kiekius giliau šaknų zonos mažino nitrifikacijos procesai, amonio jonų koncentracijos siekė 0,87–1,22 mg/l, 33 % mažesnės už nustatytas paviršiuje.

3.46 pav. Amonio jonų koncentracijų kitimas smėlio eksperimentiniame lauke
Fig. 3.46. Experimental bench of sand. Ammonium ion concentrations transitions

3.47 pav. Nitratų koncentracijų kitimas smėlio eksperimentiniame lauke
Fig. 3.47. Experimental bench of sand. Nitrate concentrations transitions

3–5 ėminių metu gautos, su kiekvienu įterpimu 23–35 % didėjančios amonio jonų ir 5–7 % didėjančios 4,30–5,46 mg/l nitratų koncentracijos. Giliau koncentracijos didėjo: amonio 1–3 % ir nitratų 13 %. Šis amonio ir nitratų koncentracijų padidėjimas augalų šaknų zonoje prasidėjo dėl to, kad augalai

nebeįsisavino šių medžiagų, o jų vegetacijos procesai ėjo į pabaigą. Giliau nitrifikacijos įtakoje nustatytas amonio jonų sumažėjimas, jų 2,5 m gylyje koncentracijos buvo 23 % mažesnės negu paviršiuje ir 33 % didesnės už paviršiaus nitratų koncentracijos.

Fosfatų koncentracijos su kiekvienu įterpimu paviršiuje didėjo vidutiniškai 36 % (3.48 pav.). Lyginant su paviršiumi, 1 ir 2 eksperimentiniais ėminiais fosfatų koncentracijos gylyje iki 1 m mažėjo 3,4 karto, t. y. intensyviau negu 3–5 ėminiais, kur mažėjo 37 %.

3.48 pav. Fosfatų koncentracijų kitimas smėlio eksperimentiniame lauke
Fig. 3.48. Experimental bench of sand. Phosphorus concentrations transitions

Dėsnungumų nitritų koncentracijų kitime nenustatyta. pH smėlio nuogulų lauke buvo 6,9, priemolio 7,2.

Prielaida, kad augalijos nepasisavintų biogeninių medžiagų kiekis su vandeniu bus įplaunamas gilyn į nuogulas pasitvirtino: 3 eksperimentiniu ėminiu, kai amonio kiekiai buvo padidinti iki 30 kg/ha atitiktams, nitratų koncentracijos pradėjo didėti gilyn į nuogulas abiejuose tyrimų laukuose.

3.3.2. Matematinio modeliavimo rezultatai

Biogeninių medžiagų migracijos modeliavimui pasirinktas CHEMFLO™-2000 programinis paketas. Čia vandens judėjimui nuogulose apibūdinti naudojamos Gardner, Brooks and Corey ir van Genuchten vandens laidumo funkcijos ir Simons, Brooks and Corey ir van Genuchten vandens balanso funkcijos. Pasirenkant funkcijas modeliavimo darbams buvo atliktas vandens balanso modeliavimas natūrinių tyrimų postų sąlygoms. Gauti modeliavimo rezultatai palyginti su atliktais vandens balanso skaičiavimais naudojant vandens balanso formulę

(2.7), nuogulų tipams taikant 3.1.2 poskyryje nustatytus filtracijos koeficientus: smėlio 6,2, priemolio 1,3 ir molio 0,1 m/d (3.3 lentelė). Tiksliausi modeliavimo rezultatai gauti naudojant van Genuchten funkcijas, taikant empirines konstantas α , n : smėliui $\alpha = 0,151$, $n = 2,61$; priemoliui $\alpha = 0,039$, $n = 1,57$; moliui $\alpha = 0,017$, $n = 1,29$. Programinio paketo efektyvumo koeficientas vandens balanso skaičiavimuose $E = 0,95$ $r = 0,96$ kai $p = 0,01$.

Atliekant modeliavimą naudota van Genuchten vandens balanso formulė:

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left\{1 + (-\alpha h)^n\right\}^m} \quad \text{for } h < 0 \text{ and } m = 1 - \frac{1}{n}, \quad (3.1)$$

$$\theta(h) = \theta_s \quad \text{for } h \geq 0$$

čia $\theta(h)$ – debitas, θ_r – liekamasis vandens kiekis, θ_s – prisotinto vandens kiekis, α , n – empirinės konstantos.

Modelis kalibruotas dviem būdais:

1. Vertikalios migracijos kalibravimas vykdytas pagal eksperimentinio tyrimo 1 natūralių sąlygų ir 1 ir 5 eksperimentinių ėminių rezultatus. Kalibravimas buvo vykdytas keičiant empirinius cheminių medžiagų degradavimo koeficientus tol, kol pasiektas geriausias sutapimas tarp išmatuotų ir modeliuotų atitinkamų cheminių medžiagų koncentracijų. Kalibruojant gauti šie degradacijos koeficientai: amonio jonams 0,098, nitratams – 0,074, fosfatams – 0,012. Kalibravimo metu gauti rezultatai matematiškai apdoroti, modelio efektyvumo koeficientas siekė $E_m = 0,67$, o koreliacijos koeficientas $r = 0,78$, kai $p = 0,01$.

2. Horizontalios migracijos kalibravimas vykdytas pagal smėlio nuogulų grupės Žeimenos tyrimų posto ir priemolio nuogulų grupės Akmenos-Dangės tyrimų posto duomenis. Kalibruojant gauti amonio jonams 0,012, nitratams 0,009, fosfatams 0,001 degradacijos koeficientai horizontaliai migracijai. Modelio efektyvumo koeficientas $E_m = 0,72$, $r = 0,73$, kai $p = 0,03$.

Verifikuojant modelį vertikalčiai biogeninių medžiagų migracijai suformuota užduotis patikrinti modelio efektyvumą naudojant eksperimentinių laukų duomenis. Modelis verifikuotas pagal 2 natūralių sąlygų ir 2–4 eksperimentinių ėminių reikšmes. Analizuojant amonio jonų migraciją priemolio lauke gauta vidutinė 6 % paklaida, smėlio – 11 %. Didžiausios paklaidos nustatytos 3–4 eksperimentinių ėminių 2,5 m gylyje, kur siekė iki 33 %. Verifikuojant modelį nitratų migracijai priemolio lauke gauta vidutinė 5 % paklaida, smėlio – 9 %. Didžiausios paklaidos nustatytos šaknų zonoje 0,5 m gylyje, kur sudarė iki 25 %.

Modelį verifikuojant eksperimentinių laukų duomenimis, modelio efektyvumo koeficientas $E_m = 0,61$, koreliacijos koeficientas $r = 0,68$, kai $p = 0,02$.

Modeliavimui pasirinkti skirtingų nuogulų Lėvens ir Ūlos upių baseinai. Nagrinėti trys scenarijai atitinkantys metų laikus, t. y. pavasario, vasaros ir rudens. Kiekvienas iš sezonų turi specifines sąlygas. Pavasaris ypatingas didžiausiu paviršiaus nuotėkiu, prasidedančia augalų vegetacija, suintensyvėjusia žemės ūkio veikla, tame tarpe ir tręšimu. Vasaros sezonu intensyvi augalų vegetacija, ribotas paviršiaus nuotėkis bei pasitaikantis laukų tręšimas ar kitų cheminių medžiagų patekimo į nuogulas. Rudens sezonu būdingas paviršinis nuotėkis, augalų vegetacijos mažėjimas ir prasidedantis biogeninių medžiagų atspalaidavimas iš pūvančių augalų.

Naudoti pradiniai duomenys: nuogulų tipas ir sluoksniuotumas, paviršiaus nuolydis suvesti remiantis informacija, surinkta įrengiant tyrimų postą. Vandens pritekėjimo ribiniai duomenys – naudojant vidutines mėnesio ir dienos kritulius, pradiniai amonio jonų duomenys – nuogulų viršutinės dalies koncentracijos gautos natūrinių tyrimų metu, kaip kintanti apkrova. (žr. metodika 2.3.2 poskyris).

Modeliuojant Lėvens tyrimų posto sąlygas pavasario sezonu buvo priimta, kad grūntinis vanduo IV ir III lizimetuose slūgso 2 m, II lizimetre – 1 m, I lizimetre – 0,5 m gylyje. Modeliuojant gauti rezultatai skyrėsi nuo nustatytų natūrinių tyrimais 2–10 %. Mažiausi 2 % skirtumai gauti toliausiai nuo kranto IV lizimetre, didžiausi – III lizimetre (3.49 pav.). Modeliuojant IV ir III lizimetuose 1 m gylyje gautos koncentracijos buvo 12 % mažesnės už nustatytas natūrinius tyrimais.

3.49 pav. Amonio jonų migracijos modeliavimas Lėvens upės pakrantėje pavasarį
Fig. 3.49. Modelling of ammonium ion migration of Lėvo river coast in spring

Modeliuojant Ūlos tyrimo vietą pavasario sezonui, buvo priimta, kad grūntinis vanduo I–III lizimetuose slūgso 0,5 m, o IV lizimetre – 2 m gylyje. Rezultatai nuo gautų natūrinių tyrimais skyrėsi nuo 5 iki 68 % (3.50 pav.).

3.50 pav. Amonio jonų migracijos modeliavimas Ūlos upės pakrantėje pavasarį
Fig. 3.50. Modelling of ammonium ion migration of Ūla river coast in spring

Remiantis modeliavimo rezultatais, IV lizimetre gruntiniame vandenyje modeliuotos koncentracijos buvo 11 %, III lizimetre 3 %, I lizimetre 68 % didesnės, o II lizimetre – 4 % mažesnės. Modeliavimo rezultatų paklaida I lizimetre didelė dėl ribinių reikšmių. Įvedus upės vandens kokybės duomenis modeliavimo paklaida I lizimetre buvo 13 %. Ši ribinių reikšmių korekcija parodė, kad modeliuojant ribinėms reikšmėms yra tikslinga naudoti upės vandens kokybės bei hidrologinius (vandens lygio) duomenis. Modeliuojant amonio, nitratų ir fosfatų migraciją pavasario laikotarpiui modelio efektyvumo koeficientas $E=0,63$, koreliaciniai ryšiai stiprūs ir reikšmingi $r=0,78$ kai $p=0,06$.

Modeliuojant biogeninių medžiagų migraciją vasaros laikotarpiu įvertintos modeliavimo galimybės kintančioms ribinėms sąlygoms. Modeliuota migracija iki I lizimetro ir palyginta su modeliavimo rezultatais, kai ribinės sąlygos buvo upės vandens lygis ir kokybė (3.51 pav.).

3.51 pav. Fosfatų migracijos modeliavimas Lėvo upės pakrantėje vasarą
Fig. 3.51. Modelling of phosphates migration of Lėvo river coast in summer

Modeliuojant vasaros ir rudens laikotarpiams upės hidrologinio parametro – vandens lygio ribinės sąlygos buvo kitokios negu pavasario laikotarpiu. Pavasarį upės vandens lygis buvo aukštesnis už gruntinio vandens, todėl upės vanduo tiesiogiai veikė gruntinio vandens kokybę I lizimetre.

Vasaros laikotarpiu dauguma atvejų upės vandens lygis buvo lygus arba žemesnis už gruntinio vandens, biogeninių medžiagų koncentracijos I lizimetre nebuvo veikiamos. Modeliavimo rezultatų analizė parodė, kad modelio efektyvumas ir kiti parametrai yra: vasaros laikotarpiui $E_m = 0,65$, $r = 0,75$, kai $p = 0,05$; rudens laikotarpiui $E_m = 0,67$, $r = 0,77$ kai $p = 0,07$. Bendras modeliavimo programinio paketo CHEMFLOTM-2000 efektyvumas $E_m = 0,64$, $r = 0,77$ kai $p = 0,06$.

3.4. Pakrančių nuogulų įtakos upių vandens kokybei tyrimų rezultatų apibendrinimas ir išvados

1. Kritulių, garavimo ir debito analizė parodė, kad upių baseinų dydis nedaro esminės įtakos nuotėkio kaitai. Įvertinus nuogulų sklaidą atskiruose baseinų ar baseinų segmentų prievaginiuose ruožuose ir išanalizavus vandens balansą nuogulose, lemiančiu faktoriumi nustatytas nuogulų paplitimas baseinuose, kuris veikia upių nuotėkio svyravimus nuo kelių dienų iki kelių mėnesių.
2. Didesniuose kaip 12 km² vienalyčiuose molinguose plotuose ir plotuose, kur priemolis dengia virš 70 % baseino ar segmento ploto, krituliai trumpu 5–9 dienų laikotarpiu nuotėkio pokytį, veikia dvejopai: tiesiogiai 12–55 % kritulių tikimybių laikotarpiu ir įtakos nedaro 70–99 % kritulių tikimybes laikotarpiu. Priemoliui dengiant mažiau nei 70 % upės baseino ar ruožo ploto, kritulių ir nuotėkio priklausomybės savybės yra panašios į priklausomybes, nustatytas smėlingų baseinų upių grupėje. Jeigu baseine smėliai dengia daugiau kaip 50 % baseino, jo atskirų dalių ar ruožų ploto, krituliai yra akumuliuojami: trumpais 5–8 dienų, atskirais atvejais iki 2 mėn., laikotarpiais upės nuotėkio pokyčiui įtakos nedaro.
3. Atlikus nuogulų sklaidos upės baseine, kritulių ir nuotėkio analizę patikslinti nuogulų filtracijos koeficientai: smėlio 6,2, priemolio 1,3 ir molio 0,1 m/d.
4. Vertikaloje migracijoje visais nagrinėjamais sezonais nitratų koncentracijos smėlio nuogulose 1 m gylyje yra vidutiniškai 53 % didesnės už paviršiaus, o priemolio ir molio nuogulose vyksta apsivalymo procesai ir koncentracijos yra 46 % mažesnės už paviršiaus. Nustatyti amonio jonų koncentracijų mažėjimo dėsninčiai: koncentracijos vasaros sezonu smėlio ir molio nuogulose yra 33 %, priemolio – 62 % mažesnės už paviršiaus,

- o rudens sezonu nustatyta didėjimo tendencija: smėlio nuogulose 85 %, priemolio 13 %, molio – 58 % didesnės už paviršiaus. Didėjimo gilyn dėsningumai nustatyti ir fosfatų vertikalioje migracijoje smėlio nuogulose pavasario ir rudens sezonais.
5. Smėlio, priemolio ir molio nuogulose pavasarį vyrauja paviršinis nuotėkis ir biogeninių medžiagų pernaša paviršiniu nuotėkiu. Vasarą biogeninių medžiagų pernaša vyksta gruntiniu vandeniu. Rudenį smėlio nuogulose vyrauja pernaša gruntiniu vandeniu, o priemolio ir molio nuogulose – paviršiniu nuotėkiu.
 6. Bendrojo azoto pernašą upės vandeniu formuoja nitratų kiekiai, sudarantys 97 % bendros pernašos pavasario, 92 % vasaros ir 96 % rudens sezonais. Bendrojo azoto pernašą nuogulų paviršiniu ir gruntiniu nuotėkiu formuoja nitritų kiekiai, bendros pernašos sudarantys 75 % pavasario ir vasaros, 84 % rudens laikotarpiais. Nitratai atitinkamai sudarė 23 % pavasario, 22 % vasaros ir 15 % rudens laikotarpiais.
 7. Smėlio nuogulose paviršiuje ir gruntiniame vandenyje artėjant prie upės kranto nitratų koncentracijos pavasarį didėja 0,3 ir 2,6 %/m, vasarą mažėja 1,7 ir 1,2 %/m, rudenį mažėja 3,0 ir 3,9 %/m. Amonio jonų koncentracijos mažėja pavasarį 0,3 ir 0,9 %/m, vasarą 2,2 ir 3,3 %/m, o rudenį didėja 1,4 ir 8,1 %/m. Fosfatų koncentracijos mažėja visais sezonais: pavasarį 2,4 ir 2,1 %/m, vasarą 2,9 ir 2,4 %/m, rudenį 0,2 ir 1,7 %/m.
 8. Priemolio nuogulose artėjant prie upės amonio jonų koncentracijos mažėja paviršiuje vasarą 1,7 %/m ir rudenį 0,9 %/m, o pavasarį didėja 1,1 %/m. Gruntiniame vandenyje didėja pavasarį 1,3 %/m, vasarą 7,3 %/m ir rudenį 20,9 %/m. Nitratų koncentracijos paviršiuje pavasarį ir rudenį didėja atitinkamai 0,8 ir 0,9 %/m, vasarą mažėja 1,0 %/m. Gruntiniame vandenyje pavasarį 0,8 %/m mažėja, o vasarą ir rudenį didėja atitinkamai 2,7 ir 1,5 %/m. Fosfatų koncentracijos pavasarį 0,5 %/m didėja, vasarą ir rudenį mažėja 0,1 ir 1,7 %/m. Gruntiniame vandenyje fosfatų koncentracijos vasarą ir rudenį nekinta.
 9. Molio nuogulose amonio jonų koncentracijos artėjant prie kranto didėja paviršiuje pavasarį 2,4 %/m, vasarą 0,1 %/m ir rudenį 1,3 %/m. Gruntiniame vandenyje koncentracijos 3,0 ir 1,5 %/m didėja pavasarį ir vasarą, bei mažėja rudenį 0,2 %/m. Nitratų koncentracijos paviršiuje ir gruntiniame vandenyje didėja pavasarį 3,9 ir 11,0 %/m, bei mažėja rudenį 0,3 ir 2,2 %/m. Vasarą paviršiuje 0,9 %/m mažėja, gruntiniame vandenyje didėja 13,0 %/m. Fosfatų koncentracijos paviršiuje ir gruntiniame vandenyje mažėjo pavasarį 2,6 ir 1,3 %/m, vasarą 0,2 ir 0,3 %/m. Rudenį paviršiuje koncentracijos didėja 0,5 %/m, gruntiniame vandenyje mažėja 0,4 %/m.
 10. Biogeninių medžiagų vertikaliai migracijai jautriausios yra smėlio nuogulos. Augalijos nepasisavinami nitratų kiekiai įplaunami gilyn ir lyginant su

paviršiuje esančiomis, 1 m gylyje yra vidutiniškai 53 % didesnės nitratų koncentracijos. Amonio jonų koncentracijos kinta sezoniškai: vasarą yra vidutiniškai 33 % mažesnės, o rudens sezonu – 85 % didesnės už paviršiuje esančias koncentracijas.

11. Biogeninių medžiagų horizontaliai migracijai jautriausios yra molio nuogulos. Gruntiniame vandenyje artėjant prie kranto nitratų koncentracijos pavasarį ir vasarą didėja 11–13 %/m. Paviršiuje artėjant prie kranto amonio jonų koncentracijos didėja visais sezonais 0,1–2,4 %/m.
12. Prielaida, kad augalijos nepasisavintų biogeninių medžiagų kiekis su vandeniu bus įplaunamas gilyn į nuogulas pasitvirtino: 3 eksperimentiniu ėminių, kai amonio kiekiai buvo padidinti iki 30 kg/ha atitiktams, nitratų koncentracijos pradėjo didėti gilyn į nuogulas abiejuose tyrimų laukuose.
13. Modeliavimo programinio paketo CHEMFLOTM-2000 cheminių medžiagų pernašos modulis tinkamas modeliuoti amonio jonų, nitratų ir fosfatų pernašos procesus požeminiu nuotėkiu Lietuvos upių pakrantėse. Modeliuojant rekomenduojama naudoti van Genuchten funkcijas, taikant empirines konstantas α , n : smėliui $\alpha = 0,151$, $n = 2,61$; priemoliui $\alpha = 0,039$, $n = 1,57$; molui $\alpha = 0,017$, $n = 1,29$.

Bendrosios išvados ir rekomendacija

1. Atlikus analitinius upių hidrologinių parametų priklausomybių nuo baseinų geomorfologinių sąlygų ir nuogulų sklaidos tyrimus nustatyta, kad molio ir priemolio nuoguloms dengiant virš 70 % upės baseino ar ruožo ploto, krituliai, trumpu 5–9 dienų laikotarpiu, nuotėkio pokytį veikia dvejopai: tiesiogiai 12–55 % kritulių tikimybių laikotarpiu ir įtakos nedaro 70–99 % kritulių tikimybės laikotarpiu. Smėlio nuoguloms dengiant daugiau kaip 50 % baseino, jo atskirų dalių ar ruožų ploto, krituliai yra akumuliuojami: 5–8 dienų, atskirais atvejais iki 2 mėn., laikotarpiais upės nuotėkio pokyčiui įtakos nedaro.
2. Išanalizavus analitinių ir natūrinių tyrimų rezultatus nustatyta, kad bendrojo azoto pernašą upės vandeniui formuoja nitratų kiekiai, atskirais sezonais sudarantys 92–97 % bendros pernašos. Nuogulų paviršiniu ir gruntinio vandens nuotėkiu nitratai sudaro 15–23 % bendrojo azoto pernašos.
3. Nustatyta, kad biogeninių medžiagų pernaša paviršiniu nuotėkiu vyrauja pavasario sezonu visose nuogulose. Vasarą biogenų pernaša vyksta gruntu vandeniu: amonio jonų ir nitratų pernaša 2,2 karto, o fosfatų 3,2 karto didesnė už pernašą upės vandeniui. Rudenį smėlio nuogulose vyrauja pernaša gruntu vandeniu, o priemolio ir molio nuogulose – paviršiniu nuotėkiu.

4. Natūriniais tyrimais gauta ir eksperimentiniais tyrimais pagrįsta, kad biogeninių medžiagų vertikaliai migracijai jautriausios yra smėlio nuogulos. Nustatyta, kad augalijos nepasisavinami nitratų kiekiai įplaunami gilyn ir lyginant su paviršiuje esančiomis, 1 m gylyje yra vidutiniškai 53 % didesnės nitratų koncentracijos. Amonio jonų koncentracijos kinta sezoniškai: vasarą yra vidutiniškai 33 % mažesnės, o rudens sezonu – 85 % didesnės už paviršiuje esančias koncentracijas.
5. Nustatyta, kad biogeninių medžiagų horizontaliai migracijai jautriausios yra molio nuogulos. Gruntiniame vandenyje artėjant prie kranto nitratų koncentracijos pavasarį ir vasarą didėja 11–13 %/m. Paviršiuje artėjant prie kranto amonio jonų koncentracijos didėja visais sezonais 0,1–2,4 %/m.
6. Programinio paketo CHEMFLOTM-2000 cheminių medžiagų pernašos modulis tinkamas modeliuoti amonio jonų, nitratų ir fosfatų požeminio nuotėkio procesus Lietuvos ir analogiškų gamtinių sąlygų upių pakrantėse.

Rekomenduojama biogeninių medžiagų migracijos tyrimais gautus dėsningumus taikyti nustatant arba tikslinant paviršinio vandens telkinių apsaugos zonų ir pakrančių apsaugos juostų plotius bei įvertinant prognozuojamo taršos plitimo ir įtakos paviršinio vandens kokybei pobūdį ir tendencijas.

Literatūros sąrašas

- Adomaitis T., Vaišvila Z., Mažvila J., Griškevičienė S., Eitminavičius L. 2004. Azoto junginių (NO_3^- , NH_4^+ , NO_2^-) koncentracija lizimetrų vandenyje skirtingai tręštuose smėlingų priemolių dirvožemiuose. *Žemdirbystė: mokslo darbai*. LŽI, LŽŪU. 88: 21–33.
- Aksomaitienė R., Berankienė L. 2003a. Agricultural Pollution in the River Susve Basin in Middle Lithuania. *Vandens ūkio inžinerija*. 23(45): 14–22.
- Aksomaitienė R., Berankienė L. 2003b. The Changes in Nutrient Amounts in River Susve in 1960–2001. *Vandens ūkio inžinerija*. 23(45): 23–29.
- Aksomaitienė R., Gužys S., Petrokienė Z. 2003. Mineralinio azoto apykaitos agroekosistemoje ryšys su jos produktyvumu ir jį nulemiančiais veiksniais. *Vandens ūkio inžinerija*. 23(43)–24(44): 69–77.
- Alan R. H., Cardaci M. 2004. Denitrification and Organic Carbon Availability in Riparian Wetland Soils and Subsurface Sediments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 320–325.
- Aškinis S., Čižauskienė M., Misevičienė S. 2001. Maisto medžiagų išplovimas iš bekrankių mėslių tręšiamų sėjomainos laukų. *Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai*. 14: (36).
- Bagdavičienė Z., Ramanovskaja D., Tripolskaja L. 2002. Mineralinio azoto ir dirvožemio mikrobinis aktyvumas irstant organinėms trąšoms rudens–žiemos laikotarpiu. *Žemės ūkio mokslai*. 2: 3–12.

- Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė L. 2005a. Mineralinio azoto ir fosfatų srautų upių vandenyje pokyčiai įvairaus vandeningumo laikotarpiais. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 3: 132–141.
- Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, L. 2005b. *Biogeninių medžiagų kaitos upių vandenyje tyrimai ir įvertinimas*. Daktaro disertacija. Vilnius: Technika. 133 p.
- Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, L., Lukianas, A. 2004. Azoto ir fosforo junginių koncentracijos upių vandenyje kaitos tendencijos. *Vandens ūkio inžinerija* 25(45): 99–110.
- Bechmann M., Deelstra J., Inacke P. S., Eggstad H. O., Øygarden L., Pengerud A. 2008. Monitoring Catchment Scale Agricultural Pollution in Norway: Policy Instruments, Implementation of Mitigation Methods and Trends in Nutrient and Sediment Losses. *Environmental Science & Policy*. 102–114
- Belous, O., Žukauskaitė, A., Ringailaitė, I. 2003. Nutrient Losses in River Basin through Diffuse Pollution form Analysis. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* 1(23): 12–20.
- Berankienė L., Narvidas A. 2003. Metinė amonio azoto kaita Šušvės upėje. *Vandens ūkio inžinerija*. 23(43)–24(44): 193–199.
- Brye K. R., Andraski T. W., Jarrell W. M., Bundy L. G., Norman J. M. 2002. Ground Water Quality: Phosphorus Leaching under a Restored Tallgrass Prairie and Corn Agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*. 31: 769–781.
- Bučienė A. 2009. *Leaching of N and P Biogens from soils of Lithuanian Lowlands*. Survey of scientific papers presented for habilitation procedure. 32 p.
- Bučienė A., Gutauskas J., Kadžiulis L. 1997. Dirvožemio organinės dalies mineralizacija ir azoto išplovimas iš suartos daugiametės ganyklos. *Lietuvos klimato ir dirvožemio potencialo racionalaus naudojimo perspektyvos*. Dotnuva–Akademija. 86–92.
- Cermak P., Klement V. 2005. Lysimeter Experiments in the Czech Republic. Höhere Bundeslehr – und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, *Gumpenstein Lysimetertagung*. 153–154.
- Chapra S. C., Wilcock, R. J. 2000. Transient Storage and Gas Transfer in a Lowland Stream. *Journal of Environmental Engineering*. 126(8): 708–712.
- Chapra S.C. 1996. *Surface Water-Quality Modeling*. Boston, WCB. 1–665.
- Čekanavičius V., Murauskas G. 2004. *Statistika ir jos taikymas II*. TEV
- Česnulevičius A. 1998. Vilniaus miesto mažųjų upelių baseinų infiltracinės savybės ir jų sąsaja su reljefo erozija. *Geografija*. 34(1): 5–10.
- Čiuberkienė D., Ežerinskas V. 1999. Agrocheminių rodiklių, maisto medžiagų migracijos ir sėjomainos produktyvumo kitimas įvairiai kalkintame ir tręštame dirvožemyje. *LŽI užbaigtų tiriamųjų darbų konferencijos pranešimai*. Akademija. 31: 41.
- Daubaras R. 1968. *Neries baseino upių cheminės sudėties formavimas, hidrocheminė charakteristika ir savaiminis apsisvalymas*. Daktaro disertacija.
- Davis J. H., Griffith S. M., Horwath W. R., Steiner J. J., Myrold D. D. 2007. Mitigation of Shallow Groundwater Nitrate in a Poorly Drained Riparian Area and Adjacent Cropland. *Journal of Environmental Quality*. 36: 628–637.

Davis J. H., Griffith S. M., Horwath W. R., Steiner J.J., Myrold D.D. 2008. Denitrification and Nitrate Consumption in an Herbaceous Riparian Area and Perennial Ryegrass Seed Cropping System. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 1299–1310.

Denver J. M., Tesoriero A. J., Barbaro J. R. 2009. Trends and Transformation of Nutrients and Pesticides in a Coastal Plain Aquifer System, USA. *Journal of Environmental Quality*. 39: 154–167.

Djordjic F., Bergström L. 2005. Phosphorus Losses from Arable Fields in Sweden – Effects of Field-Specific Factors and Long-Term Trends. *Environmental Monitoring and Assessment*. 102: 103–117.

Domagalski J. L., Ator S., Coupe R., McCarthy K., Lampe D., Sandstrom M., Baker N. 2008. Comparative Study of Transport Processes of Nitrogen, Phosphorus, and Herbicides to Streams in Five Agricultural Basins, USA. *Journal of Environmental Quality*. 37: 1158–1169.

Duff J. H., Jackman A. P., Triska F. J., Sheibley R. W., Avanzino R. J. 2007. Nitrate Retention in Riparian Ground Water at Natural and Elevated Nitrate Levels in North Central Minnesota. *Journal of Environmental Quality*. 36: 343–353.

Duff J. H., Tesoriero A. J., Richardson W. B., Strauss E. A., Munn M. D. 2008. Whole-Stream Response to Nitrate Loading in Three Streams Draining Agricultural Landscapes. *Journal of Environmental Quality*. 37: 1133–1144.

Dumbrasukas A., Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė L., Vyčienė G. 2008. Trend Detection in Hydrological Series of Main Lithuanian Rivers, *The 7th International conference „Environmental Engineering“*: selected papers, May 22–23, Vilnius, Lithuania. 2: 508–514.

EUROHARP. 2003. *Towards European Harmonised Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Sources*. Review and literature evaluation of quantification tools for the assessment of nutrient losses at catchment scale. http://cordis.europa.eu/data/PROJ_FP5/ACTIONeqDndSESSIONeq112362005919ndDOceq1890ndTBLeqEN_PROJ.htm (2012-07-05)

Feaga J. B., Selker J. S., Dick R. P., Hemphill D. D. 2010. Long-Term Nitrate Leaching Under Vegetable Production with Cover Crops in the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74: 186–195.

Gaigalis K., Račkauskaitė A. 2001. Azoto ir fosforo išplovimo agroekosistemose ypatumai. *Vandens ūkio inžinerija*. 16(38): 39–46.

Gaigalis K., Marculanienė J., Šmitienė A. 2003. Water Quality in Diferent Lithuanian Geographic Zones: Comparasion of Two Watersheds. *Water Management Engineering*. 23(45): 69–78.

Gaigalis K., Šileika A. S., Šmitienė A. 2006. Azoto ir fosforo koncentracijų kaita žemės ūkio veikiamuose upeliuose. *Vandens ūkio inžinerija* 30(50): 44–56.

Gailiūšis B., Jablonskis J., Kovalenkovicienė M. 2001. *Lietuvos upės. Hidrografija ir nuotėkis*. Lietuvos energetikos institutas. Kaunas. p. 791.

Gailiūšis B., Kriauciūnienė J. 1999. Klaipėdos sąsiaurio tėkmės planinės struktūros pokyčių modeliavimas. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 8: 48–56.

- Gebel M. 2001. Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in Flussgebieten auf der Mesoskala mit dem Modell N-BILANZ. *Wasser und Boden*. 53(10): 21–24.
- Geomorfologinis žemėlapis M 1: 50 000, Lietuvos geologijos tarnyba.
- Gilliam, J. W., Baker, J. L., Reddy, K. R. 1999. Water Quality Effects of Drainage in Humin Regions, *Agricultural Drainage: Agronomical Monitoring*. 38: 23–30.
- Gossa M. J., Ehlers W., Unc A. 2010. The Role of Lysimeters in the Development of Our Understanding of Processes in the Vadose Zone Relevant to Contamination of Groundwater Aquifers. *Physics and Chemistry of the Earth*. 35: 913–926.
- Granlund K., Puustinen M. 2006. Assessing Impacts of Alternative Agricultural Land Use Scenarios on Nitrogen Leaching with the INCA-N Model. Transport and Retention of Pollutants from Different Production Systems. NJF-Seminar. 373.
- Green C.T., Fisher L.H., Bekins B.A. 2008. Nitrogen Fluxes through Unsaturated Zones in Five Agricultural Settings across the United States. *Journal of Environmental Quality*. 37: 1073–1085.
- Grimvall A., Stalnacke P., Tonderski A. 2000. Time Scale of Nutrient Losies from Land to Sea in a European Perspective, *Ecological Engineering* 14: 363–371.
- Gutauskas J., Šlepetienė A. 2002. Effect of Long-Term PK Fertilisation of Pasture on Soil Chemical Properties. *Multi-Function Grasslands. Grassland Science in Europe*. 7: 688–689.
- Gužys S., Aksomaitienė R., Petrokienė Z. 2004. Ištirti cheminių elementų migracijos dėsningumus taikant įvairaus intensyvumo žemdirbystės sistemas skirtingo našumo vidurio Lietuvos dirvožemiuose. *LŽŪU mokslo darbai*. 3(10): 43–45.
- Hansson K., Wallin M., Lindgren G. 2006. *The FYRIS Model for Catchment Scale Modelling of Source Apportioned Gross and Net Transport of Nitrogen and Phosphorus in Rivers*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. 20 p.
- Hansson K., Wallin M., Djodjic F., Orback C. 2008. The Fyr N and P Model Version 3.1. – A Tool for Catchment-Scale Modelling of Source Apportioned Gross and Net Transport of Nitrogen and Phosphorus in Rivers. Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences. 31 p.
- Heinen M. 2006. Simplified Denitrification Models: Overview and Properties. *Geoderma*. 133(3): 444–463.
- Henriksen T., Breland T. A. 1999. Decompositioin of Crop Residues in the Field: Evaluation of a Simulation Model Developed from Microcosom Studies. *Soil Biology and Biochemistry*. 31: 1423–1434.
- Hidrologijos metraštis 1960–2011*. Lietuvos hidrometeorologijos tarnyba.
- Hoyas T. R., Vagstad N., Bechmann M., Eggestad H. O. 1997. Nitrogen Budget in the River Auli Catchment: a Catchment Dominated by Agriculture, in Southeastern Norway. *Ambio*. 26(5): 289–295.
- Huber C. 2004. Long Lasting Nitrate Leaching after Bark Beetle Attack in the Highlands of the Bavarian Forest National Park. *Journal of Environmental Quality*. 34(5): 1772–1779.

Huber C., Baumgarten M., Göttlein A., Rotter V. 2004. Nitrogen Turnover and Nitrate Leaching after Bark Beetle Attack in Mountainous Spruce Stands of the Bavarian Forest National Park. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*. 4(2-3): 391–414.

Johnsson H., Larsson M., Martensson K., Hoffmann M. 2002. SOILNDB: A Decision Support Tool for Assessing Nitrogen Leaching Losses from Arable Land, *Environmental Modelling & Software* (17): 505–517.

Jansons V., Loigu E., Butina M., Vagstad N., Deelstra J., Njos A. 1998. Nitrogen and Phosphorus Runoff from Agricultural Areas in Estonia and Latvia. In: *Abstracts of the Gulf of Riga Project 1993–1998*. Symposium in Jūrmala, Latvia, May 10–15.

Jonušienė V., Tyla A. 1999. Įvairios granulometrinės sudėties dirvožemių agrocheminių savybių kitimas ilgalaikiuose lizimetrinuose bandymuose. *Žemės ūkio mokslai*. 1: 3–9.

Jordan T. E., Correll D. L., Weller D. E. 1997. Effects of Agriculture on Discharges of Nutrients from Coastal Plain Watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality*. 836–848.

Kaimo plėtros 2004–2006 metų plano priemonė. 2004. Agrarinė aplinkosauga. Lietuvos žemės ūkio ministerija. Vilnius, 16 p.

Kavaliauskas P. 1992. *Metodologiniai kraštotvarkos pagrindai*. Vilnius. 147 p.

Kavaliauskas P., Vaitkevičius E. 1990. Mažųjų upelių likimas. Vilnius. 93 p.

Kirchmann H., Johnston A. J., Bergström L. F. 2002. Possibilities for Reducing Nitrate Leaching from Agricultural Land. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*. 31(5): 404–408.

Kyllmar K. 2004. *Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden*. Department of Soil Sciences, Division of Water Quality Management, Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden.

Kyllmar K., Carlsson C., Gustafson A., Ulen B., Johnsson H. 2006. Nutrient Discharge from Small Agricultural Catchments in Sweden. *Characterisation and trends. Agriculture, Ecosystems & Environment*. 115: 15–26.

Klimas A. 2006. *Vandens kokybė Lietuvos vandenvietėse*. Pokyčių studija. Vilnius, 516 p.

Klizas P., Piličiauskas V. 2007. Investigation of Geofiltration in Aeration Zone Rocks and Their Significance in Assessing Potential Pollution of Shallow Groundwater. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 2(40): 38–43.

Krysanova V. 2002 Assessment of Nitrogen Leaching from Arable Land in Large River Basins. Potsdam Institute for Climate Impact Research. Telegrafenberg, Germany.

Kutra, S., Berankienė, L. 2008a. Kraujupio vandens sulaikymo tvenkinyje įtaka bendrojo fosforo nuotėkiui. *Vandens ūkio inžinerija* 33(53): 14–19.

Kutra, S., Berankienė, L. 2008b. Tvenkinio poveikis azoto junginių koncentracijai Kraujupio upelio vandenyje. *Vandens ūkio inžinerija* 34(54): 82–90.

Kutra, S., Račkauskaitė, A. 2001. Ūkinės veiklos poveikis upelių vandens kokybei. *Vandens ūkio inžinerija* 16(38): 34–39.

Kvartero geologinis žemėlapis M 1: 50 000. Lietuvos geologijos tarnyba.

Larsen M. A., Soegaard H., Hinsby K. 2008. Temporal Trends in N & P Concentrations and Loads in Relation to Anthropogenic Effects and Discharge in Odense River 1964–2002. *Nordic hydrology*. 39(1): 41–54.

Larsen S. E., Kronvang B., Windolf J., Svendsen L. M. 1999. Trends in Diffuse Nutrient Concentrations and Loading in Denmark: Statistical Trend Analysis of Stream Monitoring Data. *Water Science and Technology*. 39(12): 197–205.

Lebedynets M., Sprynskyy M., Kowalkowski T., Buszewski B. 2005. Evaluation of Hydrosphere State of the Dniester River Catchment. *Polish Journal of Environmental Studies*. 14: 70.

Lewis T. W., Makarewicz J. C. 2009. Winter Application of Manure on an Agricultural Watershed and Its Impact On Downstream Nutrient Fluxes. *Journal of Great Lakes Research* 35(1): 43–49.

Lietuvos pelkių ir durpynų žemėlapis M 1: 50 000. Lietuvos geologijos tarnyba.

Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2010-03-04 įsakymas Nr. D1-178 „Dėl aplinkos ministro 2007 m. balandžio 12 d. įsakymo Nr. D1-210 "Dėl Paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarkos aprašo patvirtinimo" pakeitimo“. Valstybės žinios. Nr. 47–1814.

Lietuvos statistikos metraštis. 1974–2011.

Lietuvos upių vandens kokybės metraštis. 1974–2011.

Lietuvos upių žemėlapis 1: 50000. Lietuvos geologijos tarnyba.

LST ISO 7150-1: 1998 Vandens kokybė. Amonio kiekio nustatymas. Rankinis spektrometrinis metodas.

LST EN ISO 13395: 2000 Vandens kokybė. Nitritų azoto, nitratų azoto ir jų sumos analizuojant srautą (CFA ir FIA) nustatymas ir spektrometrinis aptikimas (ISO 13395: 1996).

LST ISO 7890-3: 1998 Vandens kokybė. Nitratų kiekio nustatymas. Spektrometrinis metodas, vartojant sulfosalicilo rūgštį.

LST EN ISO 6878: 2004 Vandens kokybė. Fosforo nustatymas. Spektrometrinis metodas, vartojant amonio molibdatą (ISO 6878: 2004).

LST EN ISO 10523: 2012 Vandens kokybė. pH nustatymas (ISO 10523: 2008).

LST EN 25814: 1999 Vandens kokybė. Ištirpusio deguonies nustatymas. Elektrocheminis metodas (ISO 5814: 1990).

Mayer P. M., Groffman P. M., Striz E. A., Kaushal S. S. 2010. Nitrogen Dynamics at the Groundwater-Surface Water Interface of a Degraded Urban Stream. *Journal of Environmental Quality*. 39: 810–823.

Mažvila J., Pekarskas J. 2003. Ekologinės žemdirbystės ūkių dirvožemių agrocheminės savybės ir jų kaita. *LŽI. Žemdirbystė*. Mokslo darbai. 3(83): 66–76.

Meteorologijos metraštis 1960–2011. Lietuvos hidrometeorologijos tarnyba.

Misevičienė S. 2005. Tręšimo organinėmis ir mineralinėmis trąšomis įtaka maistingųjų medžiagų išplovimui. *Vandens ūkio inžinerija*. 28(48): 102–111.

Nemeth T. 2006. Nitrogen in the Soil-Plant System, Nitrogen Balances. Research Institute for Soil Science and Agriculture Chemistry (RISSAC) of the Hungarian Academy of Sciences. 61–64.

91/676/EEB – Nitratų direktyva – 1991 m. gruodžio 12 d. Tarybos direktyva Nr. 91/676/EEB dėl vandenų apsaugos nuo taršos nitratais iš žemės ūkio šaltinių reikalavimų.

Nolan B. T., Puckett L. J., Ma L., Green C. T., Bayless E. R., Malone R. W. 2010. Predicting Unsaturated Zone Nitrogen Mass Balances in Agricultural Settings of the United States. *Journal of Environmental Quality*. 39(3): 1051–1065.

Olson B. M., Bennett D. R., McKenzie R. H., Ormann T. D., Atkins R. P. 2009. Nitrate Leaching in Two Irrigated Soils with Different Rates of Cattle Manure. *Journal of Environmental Quality*. 38: 2218–2228.

Ospar Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Quantification and Reporting of the Monitored Riverine Load of Nitrogen and Phosphorus, including Water Flow Normalisation Procedures. Guideline 7, 2000-12.

Papadopoulou E., Varanou E., Baltas E. et al. 2003. Estimating Potential Evapotranspiration and its Spatial Distribution Greece Using Empirical Methods. *8th International Conference on Environmental Science and Technology*. 198, Lemons Island. Greece, p. 650–658.

Pauliukevičius G., Kenstavičius J. 1995. *Ekologiniai miškų teritorinio išdėstymo pagrindai*. Vilnius. 289 p.

Pauliukevičius H. 2007. Vidurio Lietuvos upelių nuotėkio modeliavimas AnnAGNPS modeliu. *Vandens ūkio inžinerija*. 32(52)53–59.

Pauliukevičius H. 1998. Biogeninių medžiagų koncentracijų vertinimas pagal upių baseinų žemės naudmenų struktūrą. *Geografija*. 34(1): 22–27.

Pauliukevičius H. 1999. *Žemės naudmenų poveikis biogeninių medžiagų nuotėkiui*. Daktaro disertacija. Vilnius: VU. 123 p.

Pauliukevičius H. 2000. Žemės naudmenų transformacijų poveikis azoto ir fosforo koncentracijoms upių vandenyje. *Vandens ūkio inžinerija*. 13(35): 24–29.

Pauliukevičius, H. 2006. Žemėnaudos įtaka nuotėkiui. *Vandens ūkio inžinerija*. 30(50): 88–94.

Pekarskas J., Baltramaitytė D., Rutkoviėnė V. 2003. Ekologinio ūkininkavimo įtaka NPK balansui. *LŽŪU. Mokslo darbai*. 59(12): 44–48.

Pionke H. B., Gburek W. J., Sharpley A. N. 2000. Critical Source Area Controls on Water Quality in an Agricultural Watershed Located in the Chesapeake Basin. *Ecol. Eng.* 14: 325–335.

Pocienė A., Pocius S. 2005. Relationship Between Nitrate Amount in Groundwater and Natural Factors. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 8(1) 23–30.

Pocius S. 2007. *Drėgmės ir nitratų dinamika sausinamame dirvožemyje*. Lietuvos mokslo taryba. Daktaro disertacija.

- Povilaitis A. 2000. Simulating the Effect of tile Drainage on Nitrogen Losses in an Agricultural Catchment in Lithuania. *Nordic Hydrological Conference Proceedings*. 169–177.
- Povilaitis A. 2008. Source Apportionment and Retention of Nutrients and Organic Matter in the Merkys river Basin in Southern Lithuania. *Journal of Environmental Engineering & Landscape Management*. 16(4): 195–204.
- Povilaitis, A. 2003. Biogeninių medžiagų trendai pagal normalizuotą upių nuotėkį. *Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai*. 24(44): 33–39.
- Povilaitis, A. 2004. Phosphorus Trends in Lithuania Rivers Affected by Agricultural Nonpoint Pollution, *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* 4(30): 17–27.
- Povilaitis, A. 2006. Impact of Agriculture Decline on Nitrogen and Phosphorus Loads in Lithuania Rivers, *Ekologija* 1: 32–39.
- Puckett L. J., Zamora C., Essaid H., Wilson J. T., Johnson H. M., Brayton M. J., Vogel J. R. 2008. Transport and Fate of Nitrate at the Ground-Water/Surface-Water Interface. *Journal of Environmental Quality*. 37: 1034–1050
- Radziejewski M., Kundzewicz Z.W. 2004. Detectability of Changes in Hydrological Records. *Hydrological Sciences Journal*. 49(1): 39–51.
- Ramoška E, Morkūnas, V. 2006. Drenažo nuotėkio reguliavimo įtaka dirvožemio vandens režimui. Lietuvos žemės ūkio universitetas, Vandens ūkio institutas. *Vandens ūkio inžinerija* 30 (50): 3–4. ISSN 1392–2335
- Rekolainen S. 1990. Phosphorus and Nitrogen Load from Forest and Agricultural Areas in Finland, *Aqua Fennica* 19 (2): 95–107.
- Ren L., Wang M., Li C., Wei Z. 2002. Impacts of Human Activity on river Runoff in the Northern Area, *Journal of Hydrology* 261: 204–217.
- Rodvang S. J., Mikalson D. M., Ryan M. C. 2004. Changes in Ground Water Quality in an Irrigated Area of Southern Alberta. *J. Environ. Qual.* 33: 476–487
- Romanovskaja D. 2001. Įvairių organinių trąšų įtaka organinės medžiagos kaupimuisi ir mineralinio azoto dinamikai velėniniame jauriniame priesmėlio dirvožemyje. *Žemės ūkio mokslai*. 46–51.
- Rovira J. L., Pardo P. 2006. Nutrient Pollution of Waters: Eutrophication Trends in European Marine and Coastal Environments. *Contributions to Science*. 3: 181–186.
- Rudzianskaitė A. 2000. Azoto, fosforo ir kalio išplovimo iš karsto rajono dirvožemių. *LŽŪU ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai*. 8(30): 30–79.
- Ruminaitė R. 2010. Antropogeninės veiklos įtakos upių nuotėkiui ir vandens kokybei tyrimai ir vertinimas. Daktaro disertacija. Vilnius: Technika. 166 p.
- Ruminaitė R., Šileika A. S., Lukianas, A. 2009. Analysis of the Mūša Catchment Pollution with Total Nitrogen. *Ekologija*. 55(2): 114–122.
- Ruseckas J. 1999. Primenenije modelei CREAMS dlia ocenki isparenija iz vyrubok. *Miškininkystė*. 2: 5–12.

- Rutkoviėnė V., Česonienė L. 2006. Environmental – Friendly Farming as a Pathway to Water Quality Protection. *V. Alps – Adria Scientific Workshop*. Apatija, Croatia. 73–76.
- Rutkoviėnė V., Česonienė L., Mogeris G. 2007. Model Investigations of Groundwater Pollution by Nitrogen Compounds. *Environmental science and technology*. 128–137.
- Saarijärvi K., Virkajärvi P., Heinonen T.H., Taipalinen I. 2004. N and P Leaching and Microbial Contamination from Intensively Managed Pasture and Cut Sward on Sandy Soil in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 104(3): 621–630.
- Scanlon B. R., Reedy R. C., Bronson K. F. 2008. Impacts of Land Use Change on Nitrogen Cycling Archived in Semiarid Unsaturated Zone Nitrate Profiles, Southern High Plains, Texas. *Environ. Sci. Technol.* 42(20): 7566–7572.
- Sharpley A. N., Kleinman P., McDowell R. 2001. Inovative Management of Agricultural Phosphorus to Protect Soil and Water Resources. *Commun. Soil Sci. Plan.* 32: 1071–1100.
- Snyder N. J., Mostaghimi S., Berry D. F., Reneau R. B., Hong S., McClellan P. W. and Smith E.P. 1998. Impact of Riparian Buffers on Agricultural Nonpoint Source Pollution. *JAWRA*. 385–396.
- Staniškis J., Vincevičienė V. 1998. Water Quality Modeling, Forecasting and Possible Management Scenarios for the Nevezis River. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 6: 27–36.
- Šileika A. S. 1996. Agriculture Nitrogen's Impact on Water Quality in Lithuanian Rivers. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 1(2): 22–30.
- Šileika A.S. 1997. Žemės ūkio taršos modeliavimas Rusnės ir Vorusnės polderiuos išsklidusios žemės ūkio taršos modeliu AGNPS. *Žemės ūkio mokslai* 2: 66–72.
- Šileika A. S. 2001. Direktyvos 91/676/EEC dėl vandens apsaugos nuo nitratų taršos sudarančios dėl žemės ūkio veiklos, įgyvendinimo pasekmių vertinimas. Ataskaita. Kėdainiai. 53 p.
- Šileika A. S. 2011. FyrisNP modelis azoto ir fosforo taršos balanso elementams skaičiuoti 1997–2006 m. Nevėžio baseine. *Vandens ūkio inžinerija*. 38 (58): 22–31.
- Šileika A. S., Berankienė L., Kutra S. 1997. Lietuvos upių vandens kokybės kaitos vertinimas 1986–1996. *Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai*. 3(25): 184–193.
- Šileika A. S., Gaigalis K., Kutra G., Šmitienė A. 2005. Factors Affecting N and P Losses from Small Catchments (Lithuania) . *Environmental Monitoring and Assessment*. 102: 359–374.
- Šileika A. S., Kutra S., Berankienė L. 2000. Nevėžio taršos fosfatais priežasčių tyrimai. *Vandens ūkio inžinerija*. 13(35): 31–39.
- Šileika A. S., Gužys S. 2003. Drainage Runoff and Migration of Elements in the Organic and Conventional Cropping Systems. *Agronomie* 23: 633–641.
- Šleika A. S., Gaigalis K., Baigys G. Azoto ir fosforo junginių kaita Nevėžio upėje. 2007. *Vandens ūkio inžinerija*. 31(51): 15–26.

- Šmitienė A. 2008. *Azoto išplovimo vyksmo upelių baseinuose dėsningumai*. Daktaro disertacija. Kaunas. 112 p.
- Švedas A., Antanaitis Š. 1999. Aplinkos veiksnių ryšys su drenažo nuotekų ir išplaunamų nitratų kiekiu. *Lietuvos žemdirbystės instituto mokslo darbai*.
- Taminskas J., Mažeikis A., Valiuškevičienė L. 2008. Pagal oro temperatūrą apskaičiuoto potencialiojo suminio garavimo lyginamoji analizė. *Annales Geographicae*. 41(1–2): 81–89.
- Teoretinės ir praktinės voprosy geografiji. 1990. Moskva. 236 p.
- Thomann R. V. 1980. *Measures of Verification*. EPA-600/9-80-016, Athens, GA.
- Thomann R. V., Muller, J. A. 1987. Principles of Surface Water Quality Modelling and Control.
- Tiknius A. 1991. Naudmenų struktūros tyrimai Lietuvoje: Tarptautinės mokslinės-praktinės konferencijos "Hidrotechnikos ir žemėtvarkos ekologiniai aspektai" tezės. 45–46.
- Tiknius A. 1993. Ūkinės ir ekologinės paskirties naudmenų struktūrinės charakteristikos. Vilnius. 70 p.
- Tilickis B. 1993. Šaltojo metų laikotarpio paviršinio-dinaminio nuotėkio formavimosi modelis. *Energetika*. 1: 84–91.
- Tripolskaja L. 2001. Ilgalaikio trąšų naudojimo įtaka dirvožemio savybėms lizimetriuose įrenginiuose. Lietuvos žemdirbystės instituto Vokės filialas, Vilnius.
- Tripolskaja L., Bagdanavičienė Z., Ramanovskaja D. 2002. Mineralinio azoto ir dirvožemio mikrobinis aktyvumas irstant organinėms trąšoms rudens–žiemos laikotarpiu. *Žemės ūkio mokslai*. 2: 3–12.
- Tripolskaja L., Panamariovienė A. 1995. Medžiagų migracija dirvožemyje intensyviai tręšiamoje pašarų sėjomainoje. *Žemdirbystė*. 50: 76–84.
- Tufford D. L., McKellar H. N. 1998. In-Stream Nonpoint Source Nutrient Prediction with Land-Use Proximity and Seasonal it. *Journal of Environmental Quality*. 100–110.
- Tula A., Rimelis J., Šleivys R. 1997. Augalų maisto medžiagų išplovimas iš įvairių dirvožemių. *Žemdirbystė*. 50: 76–84.
- Tumas R. 2001. Vandenų ekologija: Lietuvos upių hidrocheminis ir hidrologinis įvertinimas, *Vandens ūkio inžinerija*. 14(36): 41–47.
- Ulén B., Jakobsson C. 2005. Critical Evaluation of Measures to Mitigate Phosphorus Losses from Agricultural Land to Surface Waters in Sweden. *Science of the Total Environment*. 344(1–3): 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.
- Vagstad, N., Stalnacke, P., Andersen, H. E. et al. 2001. Nutrient Losses from Agriculture in the Nordic and Baltic Countries – Measurements in Small Agricultural Catchments and National Agro-Environmental Statistics. Nordic Council of Ministers. *TemaNord* 591: 15–48.

Vanni, M.J., Renwick, W.H., Headworth, J.L., Auch, J.D., Schaus, M.H. 2001. Dissolved and Particulate Nutrient Flux from Three Adjacent Agricultural Watersheds. *Biogeochemistry*. 54: 85–114.

Vincevičienė V., Asadauskaitė A., Jelisejevienė E. 1998. Nevėžio vagos hidrologinių ir hidrocheminių duomenų bei koncentruotos taršos šaltinių analizė. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 1(16): 21–26.

Vincevičienė V., Jelisejevienė E. 1999. Panevėžio taršos Nevėžiui ekologinis ir ekonominis vertinimas. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 10: 26–36.

Vuorenmaa S., Rekolainen S., Lepisto A., Kenttamies K. and Kauppila P. 2002. Losses of Nitrogen and Phosphorus from Agricultural and Forest Areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environ. Monit. Assess.* 76: 213–248.

Žemės ūkio nuotėkio valdymo tyrimai Lietuvoje: Baigto darbo ataskaita. 1993. Švedijos žemės ūkio universitetas.

Autoriaus mokslinių publikacijų disertacijos tema sąrašas

Straipsniai recenzuojamuose mokslo žurnaluose

Litvinaitis, A.; Šaulys, V. 2012. Migratsiia biogennykh veshchestv v vodookh-rannoi zone rek s peschanymi atlozheniiami, *Melioratsiia: nauchno-prakticheskii zhurnal* 2: 80–88. Minsk. Institut melioratsii. ISSN 2070-4828.

Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė L., Litvinaitis A., Šaulys V. 2011. Patterns of river runoff change considering the size of the basin. *Journal of environmental engineering and landscape management*. 19(4): 326–334. ISSN 1648-6897 print/ISSN 1822-4199 online. [Science Citation Index Expanded (Web of Science); CSA (Cambridge Scientific Abstracts); Scopus; ICONDA]; [Citav. rod.: 1,958(F) (2011)].

Litvinaitis A., Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė L. 2011. Lietuvos upių baseinų litologijos įtaka hidrologiniam režimui. *Energetika*. Lietuvos mokslų akademija. T. 57, Nr. 1, p. 26–33. [INSPEC; EBSCO].

Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė L., Litvinaitis A. 2010. Įvairių dydžių Lietuvos upių nuotėkio kaitos dėsniniai. *Vandens ūkio inžinerija*. 36 (56), 5–13 ISSN 1392-2335. [CAB International].

Straipsniai kituose leidiniuose

Litvinaitis A., Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė L. 2012. Research of nutrients migration of sandy sediment aeration zone of the river bank buffer area. *Research for rural development 2012: annual 18th international scientific conference proceedings*. Vol. 2, Jelgava. p. 166–173. [CAB Abstracts; AGRIS].

Litvinaitis A. 2012. Upės pakrantės nuogulų aeracijos zonos tyrimo metodika. *15-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“ teminės konferencijos „Aplinkos apsaugos inžinerija“*, vykusios 2012 m. balandžio 12 d. straipsnių rinkinys. Vilnius: Technika, ISSN 2029-5456. ISBN 9786094573217. p. 48–53. [Index Copernicus].

Litvinaitis A., Šaulys V. 2011a. The influence of lithological structure on river runoff in the south-eastern Lithuanian hydrologic area, in *The 8th International conference "Environmental engineering": selected papers*. (May 19–20, 2011 Vilnius, Lithuania.) ISBN 978-9955-28-828-2. p. 593–598.

Litvinaitis A., Česnulevičius A. 2011. Evaluation method of groundwater qualitative and Quantitative fluctuations in the small river cathments of urbanized territories, in *The 8th International conference "Environmental engineering": selected papers*. (May 19–20, 2011 Vilnius, Lithuania.) ISBN 978-9955-28-828-2. p. 588–592. [Conference Proceedings Citation Index].

Litvinaitis A., Šaulys V. 2011b. Research methodology of sediment aeration zone of the river bank buffer area. *Annual 17th International Scientific Conference Proceedings Research for Rural Development* Vol. 2 Jelgava, 2011. ISSN 1691-4031. p. 141–145. [AGRIIS].

Litvinaitis A., Šaulys V., Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė L. 2010. The influence of neogene lithology on the Lithuanian river hydrologic regime. *Annual 16th International Scientific Conference Proceedings Research for Rural Development 2010*. Vol. 2 Jelgava. ISSN 1691-4031. p. 142–148.

Litvinaitis Andrius. 2010. Pietryčių Lietuvos upių baseinų litologijos įtaka hidrologiniam režimui. *13-oji jaunųjų mokslininkų konferencija „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, 2010, Vilnius, Lietuva. Vilnius: Technika. p. 62–67.

Priedai

Priedų sąrašas.

- A priedas. Tyrimų postų charakteristikos
- B priedas. Nagrinėjamų upių baseinų nuogulų struktūra
- C priedas. Kritulių kaita skirtingais laikotarpiais meteorologinėse stotyse
- D priedas. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaita tyrimų postuose

Priedai pateikiami pridėtoje kompaktinėje plokštelėje.

A priedas. Tyrimų postų charakteristikos

1A lentelė. Ūlos tyrimų posto charakteristikos

Table 1A. Ūla research station characteristics

Gręžinio Nr.	Atstumas nuo SVL, m	Paviršiaus aukštis nuo SVL, cm	Dirvožemio tipas ir storis, cm	Nuogulų tipas, gylis, cm	Rezervuarų įrengimo gylis, m
1	3	42	Salpžemis, 62	Smulkus smėlis, 62	0,1 0,4
2	5	52	Salpžemis, 30	Smulkus smėlis, 30	0,1 0,5
3	10	85	Paprastasis smėlžemis, 25	Smulkus smėlis, 25	0,1 1,0
4	20	143	Paprastasis smėlžemis, 25	Smulkus smėlis, 25	0,1 1,0 2,0

2A lentelė. Žeimenos tyrimų posto charakteristikos

Table 2A. Žeimena research station characteristics

Gręžinio Nr.	Atstumas nuo SVL, m	Paviršiaus aukštis nuo SVL, cm	Dirvožemio tipas ir storis, cm	Nuogulų tipas, gylis, cm	Rezervuarų įrengimo gylis, m
1	3	32	Paprastasis smėlžemis, 15	Vidutinis smėlis, 15; žvirgždas, 48	0,1 0,4
2	5	48	Paprastasis smėlžemis, 20	Vidutinis smėlis, 20; žvirgždas, 40	0,1 0,5
3	10	148	Paprastasis smėlžemis, 25	Vidutinis smėlis, 25	0,1 1,0 1,5
4	20	204	Paprastasis smėlžemis, 25	Vidutinis smėlis, 25	0,1 1,0 2,0

3A lentelė. Šešuvio tyrimo posto charakteristikos**Table 3A.** Šešuvio research station characteristics

Gręžinio Nr.	Atstumas nuo SVL, m	Paviršiaus aukštis nuo SVL, cm	Dirvožemio tipas ir storis, cm	Nuogulų tipas, gylis, cm	Rezervuarų įrengimo gylis, m
1	3	68	Glėjiškas rudžemis, stipriai eroduotas, 15	Priemolis, 15; molis, 25; žvirgždas, 40; molis, 55	0,1 1,0
2	5	164	Glėjiškas rudžemis, 35	Molis, 45; žvirgždas, 135; molis, 155	0,1 1,0 2,0 2,5
3	10	203	Glėjiškas rudžemis, 45	Molis, 45; žvirgždas, 165; molis, 185	0,1 1,0 2,0 2,5
4	20	208	Glėjiškas rudžemis, 45	Molis, 45	0,1 1,0 2,0 2,5

4A lentelė. Verknės tyrimų posto charakteristikos**Table 4A.** Verknė research station characteristics

Gręžinio Nr.	Atstumas nuo SVL, m	Paviršiaus aukštis nuo SVL, cm	Dirvožemio tipas ir storis, cm	Nuogulų tipas, gylis, cm	Rezervuarų įrengimo gylis, m
1	3	208	Glėjiškas išplautžemis, 35	Molis	0,1 1,0 2,0
2	5	215	Glėjiškas išplautžemis, 45	Molis	0,1 1,0 2,0
3	10	205	Glėjiškas išplautžemis, 45	Molis	0,1 1,0 2,0
4	20	210	Glėjiškas išplautžemis, 45	Molis	0,1 1,0 2,0

5A lentelė. Akmenos-Danės tyrimų posto charakteristikos**Table 5A.** Akmena-Danė research station characteristics

Gręžinio Nr.	Atstumas nuo SVL, m	Paviršiaus aukštis nuo SVL, cm	Dirvožemio tipas ir storis, cm	Nuogulų tipas, gylis, cm	Rezervuarų įrengimo gy- lis, m
1	3	43	Glėjiškas iš- plautžemis, 15	Priemolis, 15	0,1 0,5
2	5	68	Glėjiškas iš- plautžemis, 15	Priemolis, 15	0,1 0,5 1,0
3	10	149	Glėjiškas iš- plautžemis, 15	Priemolis, 15	0,1 1,0 1,5
4	20	245	Glėjiškas iš- plautžemis, 40	Priemolis, 40	0,1 1,0 2,0 2,5

6A lentelė. Lėvens tyrimų posto charakteristikos**Table 6A.** Lėvuo research station characteristics

Gręžinio Nr.	Atstumas nuo SVL, m	Paviršiaus aukštis nuo SVL, cm	Dirvožemio tipas ir storis, cm	Nuogulų tipas, gylis, cm	Rezervuarų įrengimo gy- lis, m
1	3	35	Glėjiškas ru- džemis, 20	Priesmėlis, 20; Priemo- lis, 35	0,1 0,5
2	5	48	Glėjiškas ru- džemis, 20	Priemolis, 20	0,1 0,5
3	10	112	Glėjiškas ru- džemis, 30	Priemolis, 30	0,1 1,0 1,5
4	20	204	Glėjiškas ru- džemis, 35	Priemolis, 35	0,1 1,0 2,0

7A lentelė. Eksperimento tvarkaraštis

Table 7A. Timetable of experiment

Data	Veiksmai		Pastabos
	Laistymas, mm	<i>N</i> ir <i>P</i> įterpimas, kg/ha	
04-20	0	0	Lizimetrinio gręžinio įrengimas
04-30	14	0	1 natūralių sąlygų ėminys
05-10	14	0	
05-20	14	10	2 natūralių sąlygų ėminys
05-30	14	0	
06-09	14	20	1 eksperimentinis ėminys
06-19	14	0	
06-29	14	30	2 eksperimentinis ėminys
07-19	14	0	
07-29	14	40	3 eksperimentinis ėminys
08-08	14	0	
08-18	14	50	4 eksperimentinis ėminys
08-28	14	0	
09-07	0	0	5 eksperimentinis ėminys

B priedas. Nagrinėjamų upių baseinų nuogulų struktūra

1B lentelė. Nagrinėjamų upių smėlingų baseinų nuogulų struktūra

Table 1B. Issue in river basin sandy sediment structure

Upė	Ruožas	Nuogulų struktūra, % ruožo plotui, a – viso baseino, b – analizuoto baseino segmento							
		Smėlis		Priemolis		Molis		Puvėna ir durpė	
		a	b	a	b	a	b	a	b
Ūla	Visas baseinas	73,1	69,4	15,0	17,3	0,7	0,8	11,2	12,5
	0–50 m	56,4	52,6	12,6	13,8	0,0	0,0	31,0	33,6
	50–200 m	61,5	58,0	15,6	17,1	0,0	0,0	22,9	24,9
	200–500 m	71,8	69,0	19,4	21,3	0,0	0,0	8,8	9,7
	500–800 m	76,0	73,2	16,9	18,9	0,0	0,0	7,1	7,9
	800–1100 m	74,2	71,0	17,1	19,3	0,0	0,0	8,7	9,7
	daugiau 1100 m	78,0	73,9	11,6	14,3	1,9	2,3	8,5	9,5
Žeimenė	Visas baseinas	59,3	60,2	26,2	23,8	0,7	0,7	13,8	15,3
	0–50 m	48,3	48,2	19,6	18,6	1,1	1,0	31,0	32,2
	50–200 m	52,3	52,1	23,7	22,4	1,1	1,0	22,9	24,5
	200–500 m	59,6	59,9	28,4	26,9	0,8	0,8	11,2	12,4
	500–800 m	62,4	64,2	28,2	25,5	0,4	0,4	9,0	9,9
	800–1100 m	63,0	66,2	27,3	23,0	0,3	0,3	9,4	10,5
	daugiau 1100 m	64,5	66,2	24,7	20,3	0,4	0,6	10,4	12,9

2B lentelė. Nagrinėjamų upių priemolingų baseinų nuogulų struktūra**Table 2B.** Issue in river basin loamy sediment structure

Upė	Ruožas	Nuogulų struktūra, % ruožo plotui. a – viso baseino, b – analizuoto baseino segmento							
		Smėlis		Priemolis		Molis		Puvėna ir durpė	
		a	b	a	b	a	b	a	b
Lėvuo	Visas baseinas	32,0	13,5	46,0	68,2	9,6	4,0	12,4	14,3
	0–50 m	39,6	21,2	31,8	53,9	9,3	4,4	19,3	20,5
	50–200 m	33,7	15,5	41,0	63,4	10,4	4,9	14,9	16,2
	200–500 m	26,6	9,7	55,2	77,8	10,4	3,3	7,8	9,2
	500–800 m	29,6	10,6	52,0	73,3	8,7	3,0	9,7	13,1
	800–1100 m	40,9	15,6	38,5	61,3	4,3	2,7	16,3	20,4
	daugiau 1100 m	54,0	15,6	19,4	39,6	1,1	2,9	25,5	41,9
Akmena-Danė	Visas baseinas	13,3	5,7	82,7	90,0	1,7	4,0	2,3	0,3
	0–50 m	16,8	7,7	75,9	82,7	2,1	4,1	5,2	5,5
	50–200 m	14,0	5,4	81,1	87,3	2,0	3,8	2,9	3,5
	200–500 m	11,9	4,1	85,7	90,8	1,7	4,1	0,7	1,0
	500–800 m	9,4	7,4	89,0	86,5	0,7	3,3	0,9	2,8
	800–1100 m	14,9	6,1	80,8	84,5	2,1	0,2	2,2	9,2
	daugiau 1100 m	41,1	0,0	50,4	57,8	3,6	42,2	4,9	0,0

3B lentelė. Nagrinėjamų upių molingų baseinų nuogulų struktūra**Table 3B.** Issue in river basin clayey sediment structure

Upė	Ruožas	Nuogulų struktūra, % ruožo plotui. a – viso baseino, b – analizuoto baseino segmento							
		Smėlis		Priemolis		Molis		Puvėna ir durpė	
		a	b	a	b	a	b	a	b
Vėrnė	Visas baseinas	43,2	33,9	30,2	39,3	17,2	19,3	9,4	7,5
	0–50 m	33,2	26,8	23,8	33,9	19,8	19,9	23,2	19,4
	50–200 m	34,7	29,5	27,1	36,8	22,3	21,8	15,9	11,9
	200–500 m	39,2	30,9	30,2	41,2	23,4	23,7	7,2	4,2
	500–800 m	47,2	38,3	32,6	41,9	14,9	15,9	5,3	3,9
	800–1100 m	52,1	44,5	32,9	40,4	9,5	10,5	5,5	4,6
	daugiau 1100 m	57,7	60,2	32,7	37,2	4,3	0,0	5,3	2,6
Šėšuvė	Visas baseinas	39,1	38,9	29,8	29,9	27,1	27,2	4,0	4,0
	0–50 m	41,4	41,2	23,3	23,4	28,5	28,5	6,8	6,9
	50–200 m	36,0	35,7	28,1	28,2	30,9	31,0	5,0	5,1
	200–500 m	34,3	34,1	33,1	33,2	30,3	30,4	2,3	2,3
	500–800 m	41,1	40,9	34,6	34,7	21,6	21,6	2,7	2,8
	800–1100 m	49,3	49,2	32,4	32,5	13,4	13,4	4,9	4,9
	daugiau 1100 m	75,2	75,1	16,1	16,2	4,0	4,0	4,7	4,7

C priedas. Kritulių kaita skirtingais laikotarpiais meteorologinėse stotyse

Kritulių kiekių kaita skirtingais laikotarpiais meteorologinėse stotyse. Laikotarpiai:

■ – 1960–1983 ir ■ – 1984–2011 metų

Rainfall change of meteorological stations. Periods:

■ – 1960–1983 and ■ – 1984–2011 year

D priedas. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaita tyrimų postuose

1D lentelė. Amonio jonų koncentracijų kaita pavasario sezonu smėlingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 1D. The changes of ammonium ion concentrations of river sandy sediments research posts in the spring

Lizimet-ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet-rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizimetro, %/m
I	0,1	0,37	0,99	0,67	-	3,0	-0,9
	0,5	0,00	1,00	0,52	-21,6	18,5	-
	GV	0,00	1,00	0,52	-21,6	18,5	-0,3
II	0,1	0,19	1,18	0,64	-	-1,4	-1,4
	0,5	0,01	0,90	0,40	-38,2	-	-
	GV	0,01	0,90	0,40	-38,2	-2,5	-2,2
III	0,1	0,04	1,03	0,71	-	-1,6	-1,6
	1,0	0,01	1,20	0,46	-35,2	0,4	0,4
	1,5	0,08	1,16	0,60	-34,1	-	-
	GV	0,08	1,16	0,60	-34,1	-2,5	-2,5
IV	0,1	0,14	1,97	0,90	-	-	-
	1,0	0,11	1,15	0,46	-48,2	-	-
	2,0	0,03	2,20	0,69	-26,2	-	-
	GV	0,03	2,20	0,69	-26,2	-	-
Upės vanduo		0,09	0,29	0,17	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

2D lentelė. Amonio jonų koncentracijų kaita pavasario sezonu priemolio nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 2D. The changes of ammonium ion concentrations of river loam sediments research posts in the spring

Lizimet- ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet- rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizi- metro, %/m
I	0,1	0,02	0,19	0,11	-	7,3	1,1
	0,5	0,02	0,21	0,13	14,7	5,3	-
	GV	0,02	0,21	0,13	14,7	12,5	1,3
II	0,1	0,01	0,24	0,10	-	9,1	0,5
	0,5	0,02	0,24	0,11	18,3	-	-
	1,0	0,02	0,08	0,06	-3,5	-9,4	-4,2
	GV	0,02	0,08	0,06	-3,5	-0,7	0,1
III	0,1	0,01	0,16	0,07	-	-2,9	-2,9
	1,0	0,03	0,21	0,12	74,6	-1,7	-1,7
	1,5	0,02	0,17	0,10	56,9	-	-
	GV	0,02	0,17	0,10	56,9	0,3	0,3
IV	0,1	0,00	0,22	0,10	-	-	-
	1,0	0,06	0,26	0,14	49,7	-	-
	2,0	0,03	0,26	0,11	21,5	-	-
	2,5	0,01	0,18	0,09	-13,8	-	-
	GV	0,01	0,18	0,09	-13,8	-	-
Upės vanduo		0,03	0,67	0,30	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

3D lentelė. Amonio jonų koncentracijų kaita pavasario sezonu molio nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 3D. The changes of ammonium ion concentrations of river loam sediments research posts in the spring

Lizimet-ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet-rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizimetro, %/m
I	0,1	0,01	0,64	0,24	-	8,0	2,4
	1,0	0,03	0,80	0,28	19,4	6,0	1,6
	2,0	0,01	0,80	0,28	-4,4	30,4	5,9
	GV	0,01	0,80	0,28	-4,4	17,7	3,0
II	0,1	0,11	0,45	0,20	-	-1,8	0,9
	1,0	0,03	0,48	0,25	21,2	-2,2	0,4
	2,0	0,05	0,49	0,20	0,1	-0,8	0,2
	2,5	0,06	0,47	0,22	9,1	-2,0	-0,5
	GV	0,06	0,47	0,22	9,1	-0,3	0,6
III	0,1	0,00	0,43	0,23	-	2,1	2,1
	1,0	0,03	0,46	0,28	23,6	1,4	1,4
	2,0	0,00	0,41	0,22	-5,3	0,6	0,6
	2,5	0,12	0,31	0,24	-4,3	0,3	0,3
	GV	0,12	0,31	0,24	-4,3	1,0	1,0
IV	0,1	0,04	0,36	0,20	-	-	-
	1,0	0,00	0,61	0,29	37,9	-	-
	2,0	0,02	0,44	0,21	5,1	-	-
	2,5	0,12	0,31	0,23	-11,0	-	-
	GV	0,12	0,31	0,23	-11,0	-	-
Upės vanduo		0,12	0,39	0,23	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

4D lentelė. Nitratų koncentracijų kaita pavasario sezonu smėlingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 4D. The changes of nitrates concentrations of river sandy sediments research posts in the spring

Lizimet- ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet- rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizi- metro, %/m
I	0,1	0,07	7,30	2,72	-	11,3	2,6
	0,5	0,00	8,10	3,37	23,7	2,3	-
	GV	0,00	8,10	3,37	23,7	2,3	0,3
II	0,1	0,00	5,29	2,21	-	1,4	1,4
	0,5	0,00	7,60	3,19	44,3	-	-
	GV	0,00	7,60	3,19	44,3	1,7	0,0
III	0,1	0,00	3,78	2,09	-	2,0	2,0
	1,0	0,00	6,34	2,86	36,1	-0,5	-0,5
	1,5	2,20	6,33	3,85	66,3	-	-
	GV	2,20	6,33	3,85	66,3	-0,1	-0,1
IV	0,1	0,00	4,49	1,95	-	-	-
	1,0	0,69	8,00	3,14	67,5	-	-
	2,0	0,00	8,00	3,18	76,5	-	-
	GV	0,00	8,00	3,18	76,5	-	-
Upės vanduo		0,50	6,49	3,95	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

5D lentelė. Nitratų koncentracijų kaita pavasario sezonu priemolingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 5D. The changes of nitrates concentrations of river loamy sediments research posts in the spring

Lizimet- ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet- rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizi- metro, %/m
I	0,1	1,45	20,0	10,1	-	2,5	0,8
	0,5	0,49	11,1	6,35	-37,3	-4,2	-
	GV	0,49	11,1	6,35	-37,3	1,7	-0,8
II	0,1	1,30	16,8	9,58	-	3,6	0,7
	0,5	0,91	11,9	7,07	-26,9	-	-
	1,0	0,66	8,59	4,30	-52,7	3,9	0,2
	GV	0,66	8,59	4,30	-52,7	3,5	-0,8
III	0,1	0,00	14,4	8,14	-	-0,7	-0,7
	1,0	0,00	11,0	4,61	-44,0	-1,6	-1,6
	1,5	0,49	11,7	5,61	-32,5	-	-
	GV	0,49	11,7	5,61	-32,5	-2,5	-2,5
IV	0,1	2,94	19,0	9,04	-	-	-
	1,0	0,62	8,31	5,53	-39,0	-	-
	2,0	2,68	10,7	7,09	-19,5	-	-
	2,5	2,68	9,85	6,75	-3,5	-	-
	GV	2,68	9,85	6,75	-3,5	-	-
Upės vanduo		2,66	14,0	8,74	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

6D lentelė. Nitratų koncentracijų kaita pavasario sezonu molingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 6D. The changes of nitrates concentrations of river clayey sediments research posts in the spring

Lizimet- ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet- rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizi- metro, %/m
I	0,1	0,00	72,2	15,2	-	14,0	3,9
	1,0	0,00	29,0	6,44	-49,8	9,9	2,9
	2,0	0,47	5,54	2,07	-55,7	23,9	4,2
	GV	0,47	5,54	2,07	-55,7	49,1	11,0
II	0,1	0,00	68,0	11,0	-	5,8	2,3
	1,0	0,00	30,5	5,14	-47,0	8,5	1,7
	2,0	0,00	22,0	3,76	-66,1	22,2	1,7
	2,5	0,00	13,6	4,02	-77,3	28,8	4,1
	GV	0,00	13,6	4,02	-77,3	15,9	2,6
III	0,1	0,00	32,4	8,13	-	0,8	0,8
	1,0	0,00	16,0	3,51	-52,0	-1,0	-1,0
	2,0	0,00	8,00	1,61	-75,0	-5,6	-5,6
	2,5	0,00	5,40	1,65	-87,0	-3,4	-3,4
	GV	0,00	5,40	1,65	-87,0	-3,4	-3,4
IV	0,1	0,00	54,5	10,3	-	-	-
	1,0	0,00	25,6	4,44	-42,8	-	-
	2,0	0,00	17,5	2,86	-62,7	-	-
	2,5	0,00	9,40	2,49	-86,4	-	-
	GV	0,00	9,40	2,49	-86,4	-	-
Upės vanduo		1,00	9,99	5,50	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

7D lentelė. Fosfatų koncentracijų kaita pavasario sezonu smėlingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 7D. The changes of phosphates concentrations of river sandy sediments research posts in the spring

Lizimet- ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet- rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizi- metro, %/m
I	0,1	0,11	1,55	0,55	-	7,9	-2,1
	0,5	0,13	1,77	0,63	13,6	4,6	-
	GV	0,13	1,77	0,63	13,6	4,6	-2,4
II	0,1	0,17	1,42	0,51	-	-3,1	-2,3
	0,5	0,19	1,54	0,59	18,0	-	-
	GV	0,19	1,54	0,59	18,0	-5,6	-2,9
III	0,1	0,15	1,14	0,60	-	-2,8	-2,8
	1,0	0,12	1,23	0,69	14,5	-1,4	-1,4
	1,5	0,20	1,70	0,89	49,3	-	-
	GV	0,20	1,70	0,89	49,3	-2,2	-2,2
IV	0,1	0,01	2,05	0,97	-	-	-
	1,0	0,02	1,35	0,83	-9,2	-	-
	2,0	0,11	1,73	1,06	23,7	-	-
	GV	0,11	1,73	1,06	23,7	-	-
Upės vanduo		0,04	0,67	0,20	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

8D lentelė. Fosfatų koncentracijų kaita pavasario sezonu priemolingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 8D. The changes of phosphates concentrations of river loamy sediments research posts in the spring

Lizimet- ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet- rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizi- metro, %/m
I	0,1	0,08	0,46	0,23	-	-3,6	-0,5
	0,5	0,05	0,27	0,14	-34,5	10,7	-
	GV	0,05	0,27	0,14	-34,5	41,2	16,2
II	0,1	0,02	0,97	0,25	-	-1,3	-0,1
	0,5	0,01	0,34	0,13	-49,7	-	-
	1,0	0,00	0,10	0,04	-73,4	-11,2	-3,7
	GV	0,00	0,10	0,04	-73,4	1,0	7,0
III	0,1	0,09	0,60	0,26	-	0,5	0,5
	1,0	0,03	0,27	0,14	-45,6	-0,4	-0,4
	1,5	0,00	0,17	0,09	-66,0	-	-
	GV	0,00	0,17	0,09	-66,0	10,8	10,8
IV	0,1	0,01	1,02	0,26	-	-	-
	1,0	0,02	0,47	0,15	-40,7	-	-
	2,0	0,01	0,20	0,07	-71,2	-	-
	2,5	0,00	0,04	0,02	-86,9	-	-
	GV	0,00	0,04	0,02	-86,9	-	-
Upės vanduo		0,01	0,27	0,09	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

9D lentelė. Fosfatų koncentracijų kaita pavasario sezonu molingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 9D. The changes of phosphates concentrations of river clayey sediments research posts in the spring

Lizimet-ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet-rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizimetro, %/m
I	0,1	0,08	0,56	0,27	-	-5,4	-2,6
	1,0	0,01	0,50	0,22	-15,4	1,8	-2,0
	2,0	0,06	0,13	0,10	-57,8	-1,1	-3,6
	GV	0,06	0,13	0,10	-57,8	6,3	-1,3
II	0,1	0,05	0,59	0,30	-	-1,7	-2,4
	1,0	0,08	0,42	0,22	-27,7	0,6	-2,4
	2,0	0,02	0,28	0,15	-52,7	-1,2	-2,5
	2,5	0,08	0,22	0,16	-54,2	2,7	-0,6
	GV	0,08	0,22	0,16	-54,2	2,1	-2,3
III	0,1	0,10	0,53	0,34	-	-3,0	-3,0
	1,0	0,06	0,74	0,24	-32,1	-2,9	-2,9
	2,0	0,03	0,68	0,17	-53,2	-2,9	-2,9
	2,5	0,01	0,35	0,14	-65,8	-	-
	GV	0,01	0,35	0,14	-65,8	-4,1	-4,1
IV	0,1	0,25	0,77	0,47	-	-	-
	1,0	0,03	1,10	0,34	-27,8	-	-
	2,0	0,08	0,42	0,24	-49,0	-	-
	2,5	0,05	0,32	0,18	-66,4	-	-
	GV	0,05	0,32	0,18	-66,4	-	-
Upės vanduo		0,03	0,27	0,16	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

10D lentelė. Amonio jonų koncentracijų kaita rudens sezonu smėlingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 10D. The changes of ammonium ions concentrations of river sandy sediments research posts in the autumn

Lizimet- ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet- rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizi- metro, %/m
I	0,1	0,04	1,16	0,43	-	2,9	8,1
	0,5	0,00	1,71	0,46	18,5	-1,6	-
	GV	0,00	1,71	0,46	18,5	-1,6	1,4
II	0,1	0,02	1,57	0,40	-	0,3	7,2
	0,5	0,23	0,88	0,48	23,5	-	-
	GV	0,23	0,88	0,48	23,5	-2,1	1,9
III	0,1	0,02	0,94	0,42	-	8,8	8,8
	1,0	0,19	1,35	0,58	40,4	1,3	1,3
	1,5	0,00	1,01	0,43	22,3	-	-
	GV	0,00	1,01	0,43	22,3	4,1	4,1
IV	0,1	0,03	0,74	0,25	-	-	-
	1,0	0,07	1,17	0,53	128,7	-	-
	2,0	0,02	0,96	0,40	69,3	-	-
	GV	0,02	0,96	0,40	69,3	-	-
Upės vanduo		0,01	0,19	0,08	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

11D lentelė. Amonio jonų koncentracijų kaita rudens sezonu priemolingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 11D. The changes of ammonium ions concentrations of river loamy sediments research posts in the autumn

Lizimet- ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet- rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizi- metro, %/m
I	0,1	0,00	0,27	0,14	-	3,3	-0,9
	0,5	0,02	0,47	0,20	41,0	-1,3	-
	GV	0,02	0,47	0,20	41,0	31,7	20,9
II	0,1	0,01	0,29	0,14	-	-2,3	-1,3
	0,5	0,06	0,60	0,20	48,8	-	-
	1,0	0,00	0,14	0,07	-40,8	-13,7	-3,5
	GV	0,00	0,14	0,07	-40,8	-4,0	9,0
III	0,1	0,00	0,41	0,15	-	-0,6	-0,6
	1,0	0,04	0,53	0,25	64,1	3,2	3,2
	1,5	0,03	0,50	0,19	22,5	-	-
	GV	0,03	0,50	0,19	22,5	22,2	22,2
IV	0,1	0,00	0,50	0,17	-	-	-
	1,0	0,01	0,60	0,20	14,4	-	-
	2,0	0,04	0,57	0,13	-26,5	-	-
	2,5	0,01	0,04	0,02	-86,3	-	-
	GV	0,01	0,04	0,02	-86,3	-	-
Upės vanduo		0,06	0,82	0,25	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

12D lentelė. Nitratų koncentracijų kaita rudens sezonu smėlingų nuogulų upių grupės tyrimų postuose

Table 12D. The changes of nitrates concentrations of river sandy sediments research posts in the autumn

Lizimet- ras	Gylis, m	Koncentracija, mg/l			Dinamika		
		min.	max.	vid.	Vertikali gilėjant, %	Horizontali, tarp lizimet- rų, %/m	Horizontali, nuo IV lizi- metro, %/m
I	0,1	0,00	2,46	0,69	-	-15,9	-3,9
	0,5	0,00	3,24	1,00	51,2	-9,4	-
	GV	0,00	3,24	1,00	51,2	-9,4	-3,0
II	0,1	0,00	2,98	1,19	-	-2,7	-3,4
	0,5	0,00	4,00	1,45	28,6	-	-
	GV	0,00	4,00	1,45	28,6	-2,0	-2,8
III	0,1	0,04	3,68	1,32	-	-4,2	-4,2
	1,0	0,00	4,60	1,76	37,0	-3,8	-3,8
	1,5	0,00	1,82	0,84	17,1	-	-
	GV	0,00	1,82	0,84	17,1	-3,5	-3,5
IV	0,1	0,21	4,47	2,42	-	-	-
	1,0	0,85	5,50	2,96	29,0	-	-
	2,0	0,68	4,89	2,60	9,0	-	-
	GV	0,68	4,89	2,60	9,0	-	-
Upės vanduo		0,88	3,97	2,32	-	-	-

GV – gruntinis vanduo.

Andrius LITVINAITIS
PAKRANČIŲ NUOGULŲ ĮTAKOS UPIŲ VANDENS KOKYBEI ĮVERTINIMAS

Daktaro disertacija
Technologijos mokslai,
aplinkos inžinerija (04T)

THE EVALUATION OF THE INFLUENCE OF COASTAL SEDIMENTS ON RIVER
WATER QUALITY

Doctoral Dissertation
Technological Sciences,
Environmental Engineering (04T)

2013 05 02. 13,5 sp. I. Tiražas 20 egz.
Vilniaus Gedimino technikos universiteto
leidykla „Technika“,
Saulėtekio al. 11, 10223 Vilnius,
<http://leidykla.vgtu.lt>
Spausdino UAB „Ciklonas“
J. Jasinskio g. 15, 01111 Vilnius