VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

APLINKOS INŽINERIJOS FAKULTETAS

APLINKOS APSAUGOS KATEDRA

Simona Butkutė

BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ KITIMO TYRIMAI IR ANALIZĖ ŠVENTOSIOS UPĖJE VERTINANT SEZONIŠKUMĄ IR TERŠALŲ APKROVĄ

CHANGE RESEARCH AND EVALUATION OF BIOGENIC MATERIAL IN THE ŠVENTOJI RIVER CONSIDERING SEASONALLY AND POLLUTION LOAD

Baigiamasis magistro darbas

Aplinkos inžinerijos studijų programa, valstybinis kodas 621H17004

Aplinkos ir klimato inžinerijos kryptis

Vilnius, 2013

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

APLINKOS INŽINERIJOS FAKULTETAS

APLINKOS APSAUGOS KATEDRA

TVIRTINU
Katedros vedėjas

_____
(Parašas)

_____
(Vardas, pavardė)

_____
(Data)

Simona Butkutė

BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ KITIMO TYRIMAI IR ANALIZĖ ŠVENTOSIOS UPĖJE VERTINANT SEZONIŠKUMĄ IR TERŠALŲ APKROVĄ

CHANGE RESEARCH AND EVALUATION OF BIOGENIC MATERIAL IN THE ŠVENTOJI RIVER CONSIDERING SEASONALLY AND POLLUTION LOAD

Baigiamasis magistro darbas

Aplinkos inžinerijos studijų programa, valstybinis kodas 621H17004

Aplinkos ir klimato inžinerijos specializacija

Bendrosios inžinerijos studijų kryptis

Vadovas _____ _____ _____
(Moksl. laipsnis/pedag. vardas, vardas, pavardė) (Parašas) (Data)

Konsultantas _____ _____ _____
(Moksl. laipsnis/pedag. vardas, vardas, pavardė) (Parašas) (Data)

Konsultantas _____ _____ _____
(Moksl. laipsnis/pedag. vardas, vardas, pavardė) (Parašas) (Data)

Lietuvių kalbos konsultantas_____ _____ _____
(Moksl. laipsnis/pedag. vardas, vardas, pavardė) (Parašas) (Data)

Vilnius, 2013

Vilniaus Gedimino technikos universitetas
Aplinkos inžinerijos fakultetas
Aplinkos apsaugos katedra

ISBN ISSN
Egz. sk. ……..
Data 2013-….-….

Aplinkos ir klimato inžinerijos studijų programos baigiamasis magistro darbas

Pavadinimas **Biogeninių medžiagų kitimo tyrimai ir analizė Šventosios upėje vertinant sezoniškumą ir teršalų apkrovą**

Autorius Simona Butkutė Vadovė doc. dr. Aušra Zigmontienė

Kalba
x lietuvių
užsienio

Anotacija

Baigiamajame magistro darbe nagrinėjama klimato kaitos įtaka vandens telkiniams, analizuojami vandens būklę lemiantys veiksniai, šaltiniai ir paviršinių vandens telkinių eutrofikacijos procesas. Darbo tikslas – nustatyti ir įvertinti Šventosios upės vandenyje esančių azoto junginių priklausomybę nuo sezoniškumo. Baigiamąjį magistro darbą sudaro penkios dalys. Pirmojoje nagrinėjama klimato kaita ir jos įtaka vandens telkiniams pasaulyje ir Lietuvoje. Apžvelgti Europoje plačiai naudojami vandens kokybės modeliai, kurie taikomi sudarant paviršinio vendens kokybės valdymo programas ir planus. Antrojoje aprašytas tyrimų objektas ir pateikta nitritinio, nitratinio ir amonio azoto, taip pat skendinčių medžiagų tyrimo metodika. Trečiojoje dalyje aprašomi ir analizuojami nagrinėjamos upės tyrimų rezultatai, atlikta statistinė analizė. Pateikiamos azoto junginių ir skendinčių medžiagų koncentracijos ir nustatytos koreliacinės priklausomybės tarp koncentracijų ir vandens debitų, kritulių. Ketvirtojoje, įvertinant ilgalaikius monitoringo duomenis, aprašoma matematinio modeliavimo metodika ir pateikiami rezultatai. Paskutinėje darbo dalyje suformuotos išvados, rekomendacijos ir pateiktas literatūros sąrašas. Darbą sudaro: įvadas, literatūrinė apžvalga, nitritinio azoto, nitratinio azoto, amonio azoto ir skendinčių medžiagų tyrimo metodika ir gauti rezultatai, modeliavimo skyrius, išvados, rekomendacijos, literatūros sąrašas, autoriaus mokslinių publikacijų ir konferencijų sąrašas.

Darbo apimtis – 94 p. teksto be priedų, 45 iliustr., 13 lent., 103 bibliografiniai šaltiniai.

Atskirai pridedami darbo priedai.

Prasminiai žodžiai: klimato kaita, azoto junginiai, eutrofikacija, biogeninės medžiagos.

Vilniaus Gediminas Technical Universitety
Faculty of Environmental Engineering
Department of Environmental Protection

ISBN ISSN
Copies No. ……..
Date 2013-….-….

Master Degree Studies **Environmental and Climate Engineering** study program Final work

Title **Change research and evaluation of biogenic material in the Šventoji river considering seasonally and pollution load**

Author Simona Butkutė Academic supervisor doc. dr. Aušra Zigmontienė

Kalba
x lithuanian
foreign

Anotacija

The final Master's thesis analyzes the climate change on water bodies, water status factors, sources and eutrophication of surface water. The aim - to identify and assess the nitrogen dependence on seasonality in the river Šventoji. The thesis consists of five parts. The first part deals with climate change and its impact on the water environment in the world and Lithuania.

The second part describes the subject and contains nitrite, nitrate and ammonium nitrogen, and suspended solids methods. The third section describes and analyzes the rezults of issue river and performed statistical analysis. Contains nitrogen compounds and suspended solids concentration and the correlation relationship between the concentrations and flow rates of water, rainfall. Part Four describe the methodology and results of modeling, assessing the long-term monitoring data. The last part of the final master work formed conclusions, recommendations and a list of literature. Strukture: introduction, literature review, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, ammonium nitrogen and suspended solids analysis methodology and results, modeling section, conclusions, recommendations, references, author of scientific publications and conference list.

Volume of thesis: 94 pages text without appendices, 45 figures, 13 tables, 103 bibliographical entries.

Appendices included.

Keywords: climate change, nitrogen compounds, eutrophication, nutrients.

TURINYS

Paveikslų sąrašas 7
Lentelių sąrašas 9
ĮVADAS 10
1. BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ ĮTAKA PAVIRŠINIAMS VANDENS TELKINIAMS 12
1.1. Klimato kaitos pasekmių vandens išteklių kokybei analizė 12
1.2. Upių vandens būklę lemiančių veiksnių analizė 18
1.3. Upių taršos šaltinių analizė 23
1.4. Biogeninės medžiagos ir jų sukeliamos eutrofikacijos procesas 26
1.5. Upių baseinų hidrologinis modeliavimas 31
1.6. Vandens išteklių apsaugos teisė 36
1.7. Pirmojo skyriaus išvados 40
2. TYRIMO OBJEKTAS IR METODIKA 41
2.1. Nagrinėjamos upės apibūdinimas 41
2.2. Biogeninių ir skendinčių medžiagų tyrimo metodika 47
2.2.1. Nitratų kiekio nustatymas 48
2.2.2. Nitritų kiekio nustatymas 50
2.2.3 Amonio kiekio nustatymas 52
2.2.4. Skendinčiųjų medžiagų nustatymas 53
2.3. Tyrimo metodika 55
2.3.1. Eksperimentiniai tyrimai 55
2.4. Antrojo skyriaus išvados 56
3. BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ ŠVENTOSIOS UPĖJE TYRIMAI IR ANALIZĖ 58
3.1. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaita nagrinėjamoje upėje 58
3.1.1. Nitritų kiekio kaita 60
3.1.2. Nitratų kiekio kaita 62
3.1.3. Amonio kiekio kaita 64
3.2. Skendinčių medžiagų kiekio kaita nagrinėjamoje upėje 66
3.3. Trečiojo skyriaus išvados 69
4. BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ PASISKIRSTYMO MODELIAVIMAS 71
4.1. Šventosios pabaseinis 71
4.2.Modeliavimo programa *FyrisNP* 72
4.3. *FyrisNP* modelio kalibravimas Šventosios pabaseinyje 75

4.4. Azoto apkrovos iš taršos šaltinių 79
4.5. Ketvirtojo skyriaus išvados 80
IŠVADOS 82
LITERATŪROS SĄRAŠAS 83
Priedai 93

Paveikslų sąrašas

1.1 pav. Čado ežero nuotraukos liudija, kad šeštasis pagal dydį ežeras pasaulyje sumažėjo 90 % 14
1.2 pav. Pasaulinė oro temperatūra 15
1.3 pav. Vidutinė oro temperatūra Lietuvoje 16
1.4 pav. Upių baseinų rajonai 19
1.5 pav. Paviršinių vandens telkinių ekologinė būklė 22
1.6 pav. Į paviršinius vandens telkinius išleistų pagrindinių teršalų kitimo dinamika 25
1.7 pav. Eutrofikacijos schema 27
1.8 pav. Kaspijos jūros eutrofikacija 30
1.9 pav. Baltijos jūros „žydėjimas” 30
1.10 pav. MIKE SHE modeliavimo rezultatas 33
1.11 pav. Hidrologinis modelis SHERTAN 34
1.12 pav. SWAT modelio vystymasis 35
1.13 pav. Vandens išteklių valdymo sistemos fazes 39
2.1 pav. Šventosios baseino hidrografinė schema 41
2.2 pav. Šventosios upė Lietuvos žemėlapyje 42
2.3 pav. Lietuvos pabaseiniai 43
2.4 pav. Mėginių ėmimo vietos 45
2.5 pav. Anykštos upelio įtekėjimas į Šventosios upę 46
2.6 pav. Mėginių ėmimo taškas už užtvankos 46
2.7 pav. Nuotekų valyklos išleidžiamos išvalytas vanduo 47
2.8 pav. Nitratų kalibracinė kreivė 49
2.9pav. Spektrofotometras *JENWAY 6305* 50
2.10 pav. Nitritų kalibracinė kreivė 51
2.11 pav. Amonio kalibracinė kreivė 52
2.12 pav. Košimo įranga 53
2.13 pav. Filtras prieš košimą ir išdžiovintas po košimo 54
3.1 pav. Koreliacinis ryšys tarp vandens, aplinkos oro temperatūros ir kritulių kiekio 59
3.2 pav. Nitritinio azoto koncentracijos nagrinėjamos upės dalyje 2011–2012 m. gruodžio mėn. 60
3.3 pav. Nitritų koncentracijos 2001 – 2009 m. Šventosios upėje 61
3.4 pav. Nitritinio azoto ir amonio azoto koncentracijų koreliacinis ryšys 62

3.5 pav. Nitratinio azoto koncentracijos Šventosios upės dalyje 2011– 2012 m. gruodžio mėn. 63
3.6 pav. Nitratų koncentracija Šventosios upėje, žemiau Anykščių 63
3.7 pav. Nitratų ir vidutinių metinių debitų koreliacinis ryšys 64
3.8 pav. Amonio koncentracijos Šventosios upės dalyje 2011 m. gruodžio mėn. – 2012 m. gruodžio mėn. 65
3.8 pav. Amonio koncentracijos kaita 2001–2009 m. Šventosios upėje, žemiau Anykščių 65
3.9 pav. Amonio koncentracijos ir vidutinių debitų Šventosios upėje koreliacinis ryšys 66
3.10 pav. Skendinčių medžiagų kiekis nagrinėjamoje Šventosios upės dalyje 2011–2012 m. gruodžio mėn. 67
3.11 pav. Skendinčių medžiagų kiekis Šventosios upėje 2001–2011 m. 68
3.12 pav. Skendinčių medžiagų kiekio ir kritulių koreliacinis ryšys 68
3.13 pav. Skendinčių medžiagų ir nitratų koncentracijos priklausomybė 69
4.1 pav. Šventosios pabaseinis 71
4.2 pav. c_0 priklausomybė nuo T_a ir *kvs* priklausomybė nuo Q_a 74
4.3 pav. FyrisNP kalibravimas 75
4.2 pav. Stebėtų ir modeliuotų NB koncentracijų kaita Vyžuonos upėje, Šventojoje žemiau Anykščių ir Šventosios žiotyse 76
4.3 pav. Modeliuotų ir stebėtų NB koncentracijų ryšio grafikai Vyžuonoje, Šventojoje žemiau Anykščių ir Šventosios žiotyse 77
4.4 pav. Azoto apkrovos, patenkančios iš taršos šaltinių į Šventosios pabaseinį 79

Lentelių sąrašas

1.1 lentelė. 2010 m. Lietuvos upių bendra būklė 20
1.2 lentelė. Upių ekologinės būklės klasės pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklius 21
1.3 lentelė. Azoto ir fosforo išplovimas (kg/h per metus) skirtingose žemės naudmenose 28
1.4 lentelė. Vandens kokybės modeliai Europoje 32
1.5 lentelė. Pagrindinės ES vandenų direktyvos ir atsakingos Lietuvos institucijos 38
2.1 lentelė. Šventosios pabaseinio upių ilgiai ir baseinų plotai 44
2.2 lentelė. Biogeninių medžiagų didžiausios leistinos koncentracijos (DLK) 55
3.1 lentelė. Oro ir Šventosios upės temperatūros kaita tiriamajame laikotarpyje 58
3.2 lentelė. Upių ekologinės būklės klasės pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų NO_3-N ir NH_4-N rodiklius (Lietuvos Respublikos…2010) 59
4.1 lentelė. Nagrinėjamų pabaseinių charakteristikos, % 72
4.2 lentelė. Modelyje reikalingi kiekvienos vietovės kintamieji 73
4.3 lentelė. Stebėtų ir modeliuotų azoto koncentracijų ryšio lygtys, determinacijos ir koreliacijos koeficientai Šventosios pabaseinyje 78
4.4 lentelė. Sulaikymo koeficientai Šventosios baseine 80

ĮVADAS

Problema. Vandens ištekliai yra svarbus kiekvienos šalies gamtos turtas, todėl labai aktualu juos racionaliai naudoti ir saugoti nuo taršos. Daugelyje pasaulio šalių jaučiamas vandens išteklių trūkumas, nors jie priskiriami prie atsinaujinančių gamtos išteklių. Vandens ištekliai netolygiai pasiskirstę teritorijoje ir laiko atžvilgiu, jų atsinaujinimas gali trukti nuo kelių dienų iki keliasdešimt tūkstančių metų, priklausomai nuo vandens šaltinio.

Antropogeninė aplinkos tarša labiausiai veikia paviršinius vandenis. Pagrindiniai veiksniai lemiantys vandens telkinių būklę Lietuvoje yra: pasklidoji tarša, kurią sudaro žemės ūkio veikla ir žemdirbystės laukai; sutelktoji tarša, kuriai priklauso miestų ir pramonės įmonių tarša; tarptautinė tarša, kurią sudaro teršalai, patenkantys iš kaimyninių šalių. Pagerėjus nuotekų valymui, pastaraisiais metais žymiai sumažėjo vandens telkinių būklės problemų dėl sutelktosios taršos. Daugiausia įtakos paviršinių vandens telkinių būklei turi tarptautinė tarša. Paviršinio vandens kokybė priklauso nuo patenkančių teršalų savybių ir kiekio. Siekiant nuspėti vandens ekologinę būklę, reikia atsižvelgti į pagrindinius veiksnius, kurie daro įtaką biogeninių medžiagų koncentracijų dydžiui. Taip pat reikia įvertinti ilgalaikius klimato, ekonomikos ir solialinių sąlygų pokyčius.

Klimato kaita kelia vis didesnį susirūpinimą viso pasaulio mokslininkams. Keičiantis klimatui, keičiasi ir įvairus aplinkos reiškiniai: iškrenta daugiau kritulių, kyla oro temperatūra. Be abejo, tai negali neturėti įtakos ir vandens apytakos ciklui. Prognozuojama, kad per artimiausius dešimtmečius klimatas gali pasikeisti labai stipriai ir negrįžtamai. Klimato pokyčiai dar labiau veiks vandens išteklius, todėl labai svarbu įvertinti Lietuvos upių pokyčius pagal įvairius klimato kaitos scenarijus. Klimato kaita gali turėti įtakos upių nuotėkiui, hidraulinėms savybėms, vandens lygiui, ekosistemų įvairovei, vandens kokybei. Taigi labai svarbu stebėti, analizuoti ir prognozuoti klimato kaitos daromą poveikį vandens išteklių kokybei.

Darbo aktualumas. Vienas iš svarbiausių klimato kaitos sukeltų veiksnių vandens telkiniams – eutrofikacijos proceso intensyvėjimas. Eutrofikacija dar kitaip vadinama ekosistemos būklė, kai dėl didelės maistinių medžiagų koncentracijos pradeda augti dumbliai ir susidaro organinių medžiagų perteklius. Dėl šių priežasčių pradeda nykti arba migruoja vandens telkinių augalai ir nuo jų priklausantys gyvūnai. Nors eutrofikacija yra natūralus procesas, bet dažnai šį procesą paskatina žmogaus veikla: tręšimas, pramonė, vandens tarša.

Darbo tikslas – nustatyti ir įvertinti Šventosios upės vandenyje esančių biogeninių medžiagų kaitos priklausomybę nuo sezoniškumo.

Darbo uždaviniai:

1. Nustatyti amonio, skendinčiųjų medžiagų, nitratų ir nitritų kiekį Šventosios upėje pasirinktuose matavimo taškuose;
2. Išanalizuoti biogeninių medžiagų, esančių paviršiniame vandenyje, kaitą įvairiais metų laikais;
3. Įvertinti biogeninių medžiagų daromą poveikį Šventosios upei naudojant *FyrisNP* modeliavimo programą.

Mokslinis darbo naujumas. Kompleksinių tyrimų metu ir ilgalaikių stebėjimų duomenų analize įvertinta biogeninių medžiagų koncentracijų kaita Šventosios upėje atsižvelgiant į sezoniškumą. Nustatytos amonio, nitratų, nitritų ir skendinčiųjų medžiagų apkrovos pasirinktuose matavimų taškuose ir palygintos su nustatytomis didžiausiomis leistinomis koncentracijomis.

Darbo praktinė vertė. Naudojantis tyrimų rezultatais galima įvertinti upės vandens kokybės kaitą, o ilgalaikius tyrimus panaudoti sudarant paviršinio vandens kokybės valdymo programas ir planus.

1. BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ ĮTAKA PAVIRŠINIAMS VANDENS TELKINIAMS

1.1. Klimato kaitos pasekmių vandens išteklių kokybei analizė

Hidrosfera – Žemę gaubiantis vandens sluoksnis. Hidrosfera apima visus planetos vandenis – kietu, skystu ir dujiniu pavidalu. Hidrosferą sudaro vandenynai, jūros, atmosferos, sausumos vandenys (upės, ežerai, tvenkiniai, pelkės, požeminis vanduo), ledynai ir sniegas (kartu paėmus sudaro maždaug 1,5 mlrd. km^3 vandens atsargų visų trijų fizinių būsenų). Vanduo užima apie 70,8 % Žemės rutulio paviršiaus ploto (Aplinkos samprata…2010).

Pasak profesoriaus V. Juodkazio prieš 2,5-2 mlrd. metų susiformavusi Žemės hidrosfera tapo labai palankia terpe gyvybei rastis ir gyviems organizmams tarpti. Vystantis mūsų planetai, susidarė dvi hidrosferos dalys: požeminė, kurioje vanduo susikaupęs litosferos uolienų porose ir plyšiuose, bei paviršinė – jūros ir vandenynai, upės ir ežerai. Abi hidrosferos dalys labai svarbios ne tik žmonijai, bet ir kiekvienam gyvam organizmui, todėl vandens ištekliais Žemėje reikia labai rūpinti.

Klimatas – labai sudėtinga sistema. Visos sistemos yra susijusios: saule, atmosfera – pati judriausia klimato sfera, kuri daugiausia yra keičiama mūsų, litosfera (žeme), hidrosfera (vanduo), kriosfera (ledynai), biosfera (tai, kur esame mes, augalai, gyvūnai).

Per pastaruosius 200 metų klimato sistema tapo daug sudėtingesnė, palyginti su priešindustriniu laikotarpiu, nes stiprėjo antropogeninių veiksnių poveikis: mažėjo miškų plotai, buvo plečiami dirbamos žemės ir urbanizuotų teritorijų masyvai, sparčiai keitėsi dujinė atmosferos sudėtis ir stiprėjo šiltnamio efektas, didėjo dirvožemio ir vandenų tarša. Dėl žmogaus veiklos kur kas platesnė tapo klimato svyravimų amplitudė ir sutriko įprastinė klimato sistemos dinamika. Žmogaus ūkinės veiklos įtaką klimato pokyčiams rodo globalios oro temperatūros kilimas XX a. pabaigoje – XXI a. pradžioje. Todėl daugelis klimato tyrėjų klimato kaitos dėsningumus sieja su antropogeninio poveikio stiprėjimu. Ryšiai tarp išmetamų į atmosferą teršalų ir pasaulyje vykstančių klimato pokyčių laikomi patikimiausiais, bet kuriant klimato prognozes įvertinami ir gamtiniai veiksniai (Rimkus *ir kt.* 2006).

Klimato kaita kelia vis didesnį susirūpinimą viso pasaulio mokslininkams. Nuo 1960 m. pabrėžė, kad pagrindiniai klimato svyravimo elementai – atmosferos cirkuliacija, oro temperatūra, krituliai, sniegas, ledas (Arnell 1996; Bergstrom *et al*. 2001; Frisk *et al*. 2002; Hisdal *et al*. 2003; Reihan *et al*. 2006). Keičiantis klimatui, keičiasi ir įvairūs aplinkos reiškiniai: iškrenta daugiau kritulių, kyla oro temperatūra. Be abejo, tai negali neturėti įtakos ir vandens apytakos ciklui (Dambrauskas *ir kt*. 2008). Klimato kaita ateityje neišvengiama.

Prognozuojama, kad per artimiausius dešimtmečius klimatas gali pasikeisti labai stipriai ir negrįžtamai (Vertelkaitė ir Litvinaitienė 2010).

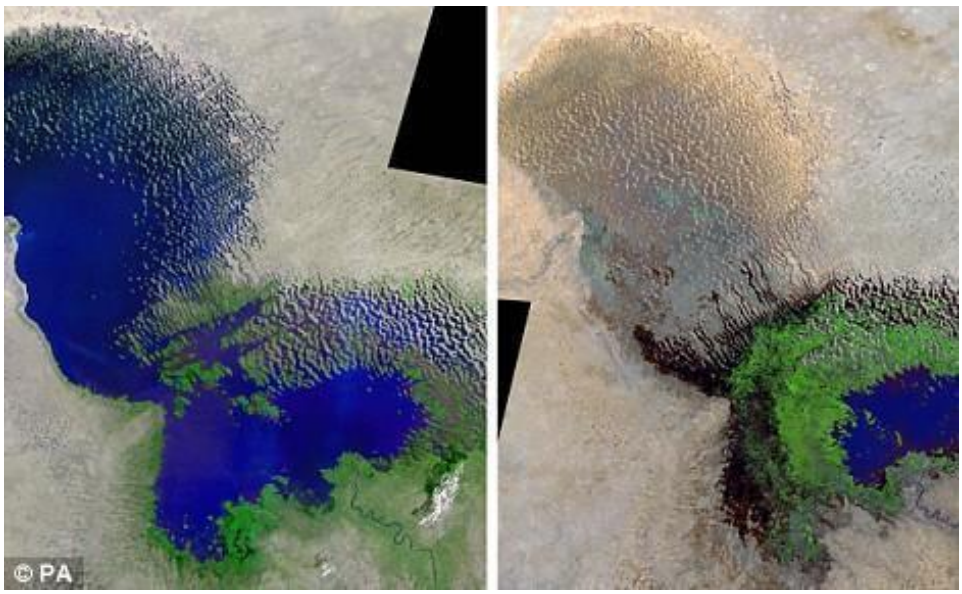
Klimato kaitos poveikis yra pagrindinė aplinkos problema tiek pasaulio, tiek vietos mastu (Thodsen 2006). Klimato (kartu ir žmogaus veiklos terpės) pokyčiai yra kontrastingi ir įvairiuose regionuose saviti. Akivaizdu, kad kiekvienoje šalyje reikia kurti veiksmų strategiją, kuri padėtų išvengti neigiamų klimato kaitos padarinių. Pagrindinis ir svarbiausias tokios strategijos elementas yra klimato svyravimų diagnozė ir prognozė. Antrasis strategijos elementas – pasekmių, kurias sukelia klimato svyravimai, įvertinimas (Lietuvos Respublikos...2008).

Per visą hidrometeorologijos istoriją vandens išteklių, vandens naudojimo, jo pasiskirstymo erdvėje ir laike apskaičiavimo metodai buvo pagrįsti klimato stabilumu. Buvo manoma, kad klimato sąlygos ir su tuo susijęs vandens išteklių kitimas ateityje bus analogiški stebėtiesiems praeityje. Klimato pastovumo sąlyga remiasi visos vandens išteklių kiekio ir vandens naudojimo prognozės (Dapkienė ir Kustienė 2008).

Klimatas nuolat keitėsi ir keisis. Tą lemia astronominiai ir geofiziniai veiksniai, dujinė atmosferos sudėtis ir aerozolių kiekis, sausumos reljefas ir paviršiaus danga, sausumos ir vandenynų persiskirstymas, vandenyno ir atmosferos cirkuliacija. Žmogaus ūkinės veiklos poveikį klimato pokyčiams atspindi akivaizdus globalios oro temperatūros augimas. Todėl daugelis klimato tyrėjų dabartinės klimato kaitos tendencijas sieja su antropogeninio poveikio stiprėjimu. Klimato atšilimas daro pastebimą poveikį: tirpsta ašigalių ir kalnų ledynai, atitinkamai kyla vandenyno lygis, daugėja trumpalaikių oro anomalijų: audros, liūtys, sausros.

Pripažįstama, kad dėl žmonių veiklos susidariusi klimato kaita yra neišvengiama. Daug dėmesio skiriama galimam poveikiui vandens tiekimui ir santykinai mažai vandens kokybę lemiančioms aplikybėms.

Kaip pavyzdys didėjančių miestų, oro užterštumo ir klimato pokyčių rezultatas yra iš palydovų darytos Afrikos nuotraukos, kurios liudija, kad „juodajame žemyne“ nepraprastai sparčiai nyksta ledynai ir ežerai (1.1 pav.).



1.1 pav. Čado ežero nuotraukos liudija, kad šeštasis pagal dydį ežeras pasaulyje sumažėjo 90 % (Vandens telkiniai 2008)

Oro temperatūros ir kritulių kiekio pokyčiai turi įtakos upės tekmei ir teršalų sklaidai. Dėl gausesnio lietaus ir potvynių gali padidėti suspenduotų kietųjų dalelių ir nuosėdų kiekiai. Didelės koncentracijos suspenduotų kietųjų dalelių mažina optinę vandens kokybę, t.y sukelia vandens drumstumą, dėl kurio į vandenį patenka mažiau spindulių, todėl sumažėja fotosintezės intensyvumas.

Vandens temperatūros kilimas turi įtakos cheminių reakcijų kinetikai, kuri susijusi su vandens kokybės ir ekologinės būklės pablogėjimui. Padidėjus srautui, padidėja nuosėdų kiekis, darantis įtaką upių morfologijai ir nuosėdos greičiau patenka į ežerus tokiu būdu paveikiant gėlavandenę natūralią aplinką ežerų ir upių sistemose (Whitehead *et al*. 2009).

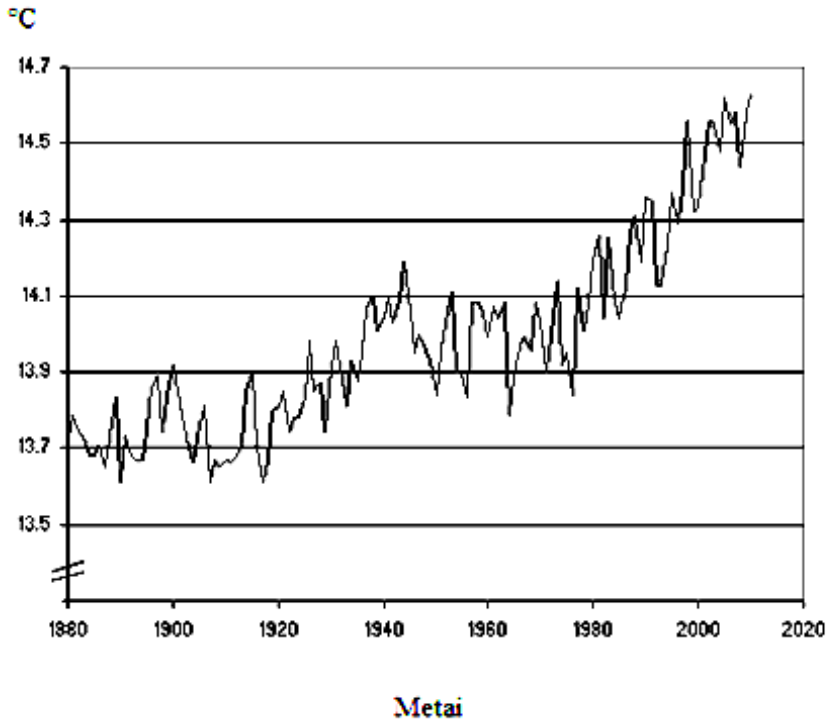
Klimato poveikis upių erozinei veiklai išryškėja per upių vandeningumą ir kiekį pernešamos medžiagos, patenkančios į vagą nuo baseino paviršiaus. Veikiant eroziniams ir akumuliaciniams procesams formuojasi išilginis upės profilis, kuris gali būti fliuvialinių upės reljefo formavimosi procesų indikatorius. Kaip žinoma, upės nuolydis yra tiesiog proporcingas upės nešmenų kiekiui ir atvirkščiai proporcingas upės vandeningumo kvadratui (Bukantis 2010).

Didėjant klimato aridiškumui, upių vandeningumas mažėja, tačiau upe daugiau pernešama kietųjų nešmenų, taip pat didėja upės nuolydis. Nešmenų kiekis upėje priklauso ir nuo baseino paviršiaus būklės, taip pat nuo vandens patekimo į baseiną intensyvumo (lietaus, sniego tirpsmo). Kai natūrali augalų danga sunaikinama padidėja upių vandens drumstumas. Didelio vandens drumstumo priežastis gali būti ir vėjas, kuris perneša ne tik smulkias, bet ir gana stambias dirvožemio daleles (Bukantis 2010).

Pagrindinis šiltesnio oro poveikis yra vandens temperatūros didėjimas. Šiltesnio vandens poveikis yra:

- Sumažėja ištirpusio deguonies koncentracija, kuri daro poveikį vandens gyvūnijai;
- Padidėja kai kurių teršalų koncentracija;
- Dumblių „žydėjimas"- maisto medžiagų – azoto ir fosforo – perteklius sąlygoja greitą dublių augimą (Adomaitis *ir kt.* 2010);
- Vandens garavimas;
- Kinta žuvų populiacija, atsiranda naujos invazinės rūšys, išnyksta esamos;
- Vandens lygio kilimas;
- Ledynų ir sniego tirpimas.

Oro temperatūros didėjimas ir vandenyno paviršiaus temperatūros kilimas lemia tropinių audrų ir uraganų susidarymą. Vidutinės pasaulinės temperatūros kaita pavaizduota 1.2 paveiksle.

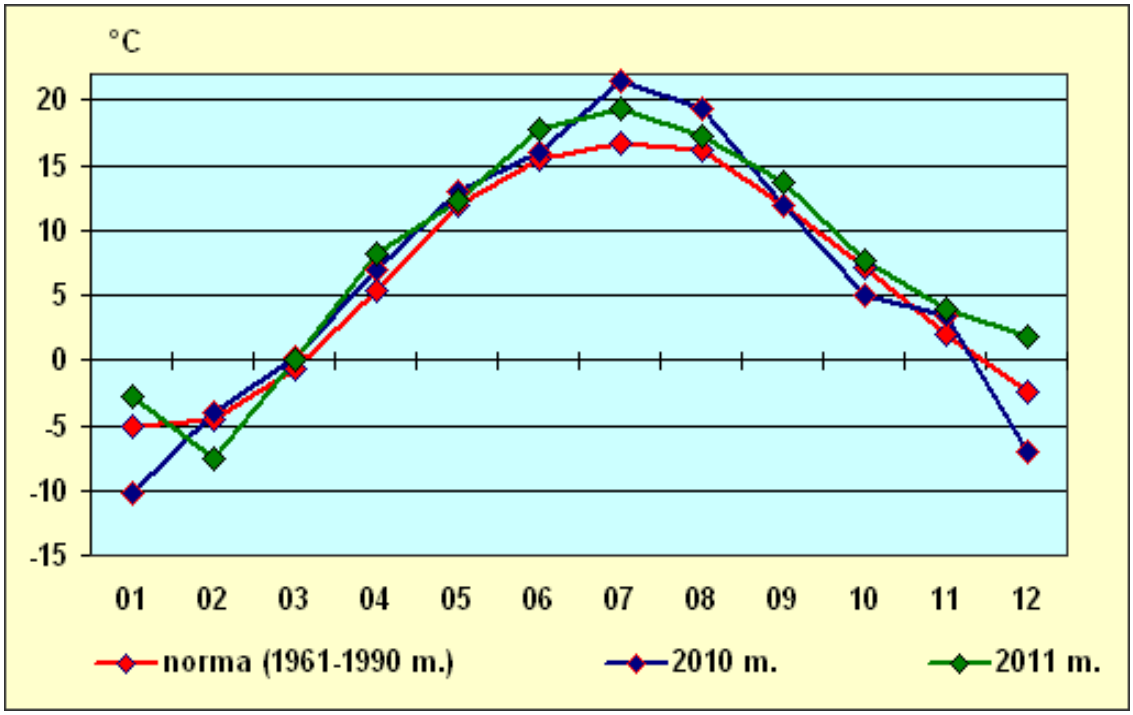


1.2 pav. Pasaulinė oro temperatūra (Earth policy…2011)

Žemės paviršiaus temperatūra nuo 1906 m. pakilo 0,74 ^{o}C (Clark 2009). Prognozuojama, kad XXI a. Europos pakrančių temperatūra kils toliau, o vandens paviršiaus temperatūra per dešimtmetį padidės 0,2 °C. (Massot Marti *ir kt.* 2008).

Per pastaruosius 100 metų Lietuvoje temperatūra padidėjo 0,4–0,5 ^{o}C (Kriaučiūnienė *ir kt.* 2009; Bukantis 2007). XXI a. tikimasi, kad temperatūra Lietuvoje išaugs iki 2–5 ^{o}C

(Rimkus *ir kt*. 2007). Vidutinė oro temperatūros svyravimai Lietuvoje 1961-1990, 2010 ir 2011 m. pavaizduota 1.3 paveiksle.



1.3 pav. Vidutinė oro temperatūra Lietuvoje (Lietuvos klimatas 2012)

Aukšta temperatūra ir silpni vėjai spartina dumblių „žydėjimą". Pagrindiniai vandens telkinių eutrofikacijos požymiai yra dumblių žydėjimas ir deguonies trūkumas (Cheng *et al*. 2011). Eutrofikacija pasireiškia planktoninių dumblių sukeltu intensyviu vandens žydėjimu. Dėl eutrofikacijos vandenyje labai sumažėja deguonies, ima dusti žuvys, vandens telkinys tampa nepatrauklus rekreacijai (Šileika ir Gaigalis 2006).

Dažnesni ir stipresni poplūdžiai visais metų laikais padidins paviršinių vandenų biologinį užterštumą. Dėl aukštesnės oro temperatūros vis dažniau lis žiemą. Keičiantis klimatui, kils maksimali vandens telkinių vasaros temperatūra, spartės eutrofikacijos procesai (Lietuvos Respublikos…2008).

Klimato kaita sukelia ledynų ir sniego tirpimą. Spėjama, kad iki 2050 m. kai kuriuose regionuose gali išvis ištirpti (Mildažienė 2004). Jūrų ledai Arktyje 2011 m. tirpo rekordiniu greičiu, piršdami išvadą, kad tirpsmas šiauriniame poliuje spartėja ir vasaromis nuo ledų laisvos Arkties galima tikėtis artimiausiais dešimtmečiais. Iš Šiaurės Atlanto į Arkties vandenyną patenkantis vanduo yra šilčiausias per daugiau nei 2 tūkst. metų, nustatė JAV mokslininkai. Tyrėjai priėjo išvadą, kad vidutinė temperatūra šiuose Arkties vandenyse prieš 2 tūkstančius metų buvo 3,4 laipsnio pagal Celsijų, tuo tarpu dabar siekia 5,2 laipsnio. Kai kuriomis vasaromis ji net siekdavo 6 laipsnius. Aukštesnė vandens temperatūra siejama su

pasaulinio atšilimo poveikiu Arkties vandenynui. Vienas tyrimo autorių Thomas Marchitto pabrėžė, kad šaltas jūros vanduo yra labai svarbus Arkties jūrinio ledo dangos formavimuisi. Ji padeda atvėsinti planetą atspindėdama dalį saulės šviesos į kosmosą (Valentinavičienė 2011).

Ledynų tirpimas ir vandens temperatūros didėjimas skatina vandens lygio kylimą. Per paskutinį šimtmetį vandens lygis jau pakilo apie 17 centimetrų. Vandens lygio kylimas yra natūralus klimato pokyčių ciklas, kiek pakoreguotas žmogaus skleidžiamo anglies dvideginio.

Lietuvos klimato svyravimai yra neatsiejami nuo viso Žemės rutulio klimato procesų. Klimatas iš esmės veikia gamtinę aplinką, gyvąją gamtą, žmonių veiklą, todėl klimato kitimo įvertinimas turi didelę mokslinę ir praktinę reikšmę. Lietuvoje, panašiai kaip ir visoje Europoje, klimato stebėjimai ir tyrimai siekia keletą šimtmečių (Dailidienė 2007). Svarbiausias Lietuvos klimato savybes lemia teritorijos geografinė padėtis. Lietuva išsidėsčiusi vidutinio klimato juostos šiaurinėje dalyje. Teritorijos nuotolis nuo pusiaujo (6100 km) ir Šiaurės ašigalio (3900 km) lemia bendrosios saulės spinduliuotės prietaką: per metus Lietuva jos gauna vidutiniškai 3600 MJ/m2 (pusiaujo sritys – 6000-8000 MJ/m2) (Lietuvos Respublikos...2008).

Lietuva yra potencialiai atvira tiek globaliems klimato pokyčiams, tiek rezultatams, pasiektiems mažinant šiltnamio efektą sukeliančių dujų (toliau vadinama – šiltnamio dujos) išmetimą į atmosferą.

Mokslininkai konstatuoja, kad dėl klimato šiltėjimo kyla Pasaulinio vandenyno lygis. Pagal prognozes per XXI amžių Baltijos jūroje vandens lygis ties Lietuvos krantais gali pakilti 0,1–1 m. Dabar vandens lygis paaukštėja apie 5 mm per metus. Jeigu vandens lygio kilimo sparta išliks stabili, XXI amžiaus pabaigoje kranto linija ims grėsmingai keistis, bus užlieta dalis pakrantės (ne tik Baltijos jūros, bet ir Kuršių marių pakrantė). Vandens lygio kilimas skatins dažnesnes druskingo vandens invazijas į Kuršių marias ir laipsnišką jų šiaurinės dalies ekosistemos kaitą. Padidėjęs uraganų ir audrų dažnumas dar labiau paveiks Baltijos jūros krantus, kurortų paplūdimius; reikės naujų investicijų ir inovacijų krantų tvarkymui (Lietuvos Respublikos…2008).

Taigi klimato kaita gali turėti įtakos upių rėžimui, srauto greičiui, hidraulinėms savybėms, vandens lygiui, potvyniams, eutrofikacijai, žuvų populiacijoms, ledynų tirpimams. Upių kaita atsižvelgiant į sezoniškumą, sniego kaupimasis ir tirpimas prognozuoji daugelyje pasaulio šalių (Beldring *et al*. 2008). Lietuvos mokslininkai tiria klimato kaitos poveikį upių nuotekiui (Klikus *ir kt.* 2006; Kriaučiūnienė *ir kt.* 2008). Tačiau klimato kaita nėra vienintelis veiksnys, lemiantis vandens kokybę. Dažnai vandens tarša yra tiesiogiai susijusi su žmogaus veikla, miesto, pramonės ir žemės ūkio tarša (Delpla *et al*. 2009).

Remiantis įvairiais klimato kaitos scenarijais, prognozuojama, kad sparčiai kils Pasaulinio vandenyno lygis, keisis kritulių ir kitų meteorologinių elementų laukai.

1.2. Upių vandens būklę lemiančių veiksnių analizė

Atlikus taršos šaltinių analizę ir jų poveikio paviršinių vandens telkinių būklei vertinimą, buvo nustatyti šie pagrindiniai Lietuvos paviršinių vandens telkinių būklei įtakos turintys veiksniai:

- *Pasklidoji tarša*, kurios didžiąją dalį sudaro dėl žemės ūkio veiklos susidarančios taršos apkrovos ir kuri yra vienas pagrindinių nitratų azoto taršos šaltinių.
- *Sutelktoji tarša.* Aktualiausia keliama problema – tarša bendruoju fosforu ir amonio azotu. Pastaraisiais metais nuolat gerėjant nuotekų valymui, labai sumažėjo vandens telkinių būklės problemų dėl sutelktosios taršos.
- Trečias pagrindinis paviršinių vandens telkinių būklei įtakos turintis veiksnys – *tarptautinė tarša*, kurią sudaro iš kaimyninių šalių patenkančios taršos apkrovos (Lietuvos Respublikos…2011).

Pasklidoji arba ne iš konkrečių taršos šaltinių išleidžiama tarša, kurios didžiąją dalį sudaro apkrovos susidarančios iš žemės ūkio veiklos. Tai į dirvožemį su gyvulių mėšlu ir mineralinėmis trąšomis patenkančios *organinių medžiagų, azoto ir fosforo* junginių apkrovos (Aidukaitė 2011). Lietuvoje yra ryškus pasklidosios taršos poveikis paviršiniams vandens telkiniams. Daugiausia azoto junginių patenka iš žemės ūkio. Taršos kiekiai labai priklauso nuo hidrometeorologinių sąlygų: kuo daugiau kritulių, tuo daugiau išplaunama azoto junginių iš dirvožemio.

Sutelktoji tarša labiausiai pasireiškia per didelius išleidžiamus *organinių medžiagų* (išreikšto per biocheminį deguonies suvartojimą per 7 paras – BDS7), *bendro fosforo* kiekius, o taip pat pasižymi ir pavojingų *cheminių medžiagų* išmetimais. Šiuo metu iš 1177 upių vandens telkinių dėl sutelktosios taršos geros būklės kriterijų neatitinka 50 vandens telkinių ir tai sudaro 5 % visų vandens telkinių skaičiaus (Aidukaitė 2011).

Visi keturi Lietuvos upių baseinų rajonai yra tarptautiniai (1.4 pav.), todėl tarša jais patenka iš kaimyninių valstybių.



1.4 pav. Upių baseinų rajonai (Upių baseinų…2010)

Nitratai yra biogeninės medžiagos, kurios pagal reikšmę vandens biotai yra antroje vietoje po fosforo. Be natūraliai išplaunamų organizmų pagrindiniai (Sitonytė ir Kerienė 2010). Nitratai yra azoto ciklo aplinkos sudėtinė dalis, todėl net ir žmogaus nepaveiktame upės baseine išplaunamas tam tikras jų kiekis. Kai upės baseine bendras antropogeninės taršos mastas nepasikeičia, pagrindinis veiksnys, veikiantis azoto išplovimą, yra meteorologinės sąlygos (Kutra ir Berankienė 2006).

Dėl neracionalaus trąšų bei kitų cheminių medžiagų naudojimo žemės ūkyje nemažai elementų išplaunama iš dirvožemio ir užteršia aplinką. Pagrindinės trąšų sudedamosios dalys yra azotas ir fosforas, kurios svarbios augalų medžiagų apykaitai (Ophardt 1997). Vanduo tekėdamas žemės ūkio paskirties dirvožemiu ištirpina tirpias medžiagas, nuplauna grunto daleles (Ruminaitė 2010). Maisto medžiagų – *azoto ir fosforo* – perteklius sąlygoja greitą dumblių augimą, o pastarieji iš vandens pasisavina daug deguonies ir sukelia jo stygių (Adomaitis *ir kt.* 2010).

Biogeninės medžiagos, daugelio tyrinėtojų duomenimis, daugiausia lemia upių vandens kokybės būklę (Bagdžiūnaitė – Litvinaitienė 2005). Biogeninių medžiagų grupei priklauso azotas ir fosforas. Šie elementai yra labai svarbūs gyvybės vystymuisi vandenyje. Biogeninių elementų koncentracija ir jos kaita priklauso nuo vandenyje vykstančių biologinių ir biocheminių procesų (Šaulys 2007).

Azotas (N) vienas svarbiausių biogeninių elementų. Gamtiniuose vandenyse azotas yra įvairių formų: ištirpusio molekulinio N_2, mineralinių amonio NH_4^+, nitrito NO_2^- ir nitrato NO_3^- bei organinio azoto, įeinančio į amino rūgščių, baltymų ir kitų sudėtingų junginių sudėtį. Biologiškai svarbiausi yra neorganiniai azoto junginiai. Neorganiniai azoto junginiai į gamtinius vandenis patenka iš dirvožemio išsiplaunant neorganinėms trąšoms bei dirvožemio organinių medžiagų mineralizacijos produktams, su sausomis ir šlapiomis iškritomis, ir su nuotekomis (buitinėmis, pramoninėmis, žemės ūkio) (Mildažienė 2004).

Pagrindiniai veiksniai, lemiantys azoto junginių išplovimą iš dirvožemio ir patekimą į paviršinio vandens telkinius yra tręšimo intensyvumas, kritulių kiekis ir dirvožemio sudėtis. Nitratų jonai dirvožemyje yra labai judrūs ir dirvožemio dalelių nesorbuojami, todėl jie lengvai patenka į dirvožemio vandenis ir išsiplauna. Gausiai naudojant azoto trąšas, pastebimas nitratų koncentracijos didėjimas gamtiniuose vandenyse (Mildažienė 2004).

Nustatant paviršinių vandens telkinių būklę vertinama jų ekologinė ir cheminė būklė. Pagal prastesnę iš jų nustatoma bendra vandens telkinio būklė. Kai kurių Lietuvos upių bendra būklė pateikta 1.1 lentelėje. Paviršinių vandens telkinių ekologinė būklė vertinama vandens telkinio biologinių, hidromorfologinių ir fizinių-cheminių kokybės elementų pagrindu. Telkinio ekologinė būklė nustatoma pagal prasčiausią būklę rodantį kokybės elementą. Paviršinių vandens telkinių cheminė būklė vertinama pagal koncentracijas tų medžiagų, kurioms yra nustatyti bendrieji Europos Sąjungos vandens kokybės standartai. Vandens telkinio cheminė būklė nustatoma pagal prasčiausią būklę rodančios cheminės medžiagos koncentraciją. Vandens telkinio būklė laikoma gera, jei neviršijamos Europos Sąjungos nustatytos didžiausios leistinos koncentracijos. Priešingu atveju vandens telkinio cheminė būklė vertinama kaip bloga (Lietuvos Respublikos…2003).

1.1 lentelė. 2010 m. Lietuvos upių bendra būklė (Upių būklės…2010)

Upės pavadinimas	**Bendra būklė**
Nemunas	Neatitinka geros būklės
Neris	Gera
Neris – aukščiau Kauno	Neatitinka geros būklės
Šešupė	Gera
Šešupė – Kaliningrado pasienis ir Slabaduose	Neatitinka geros būklės
Nevėžis	Neatitinka geros būklės
Merkys	Gera
Šventoji	Gera
Žeimena	Gera
Nemunėlis	Neatitinka geros būklės
Mūša	Neatitinka geros būklės
Akmena	Gera
Bartuva	Neatitinka geros būklės
Dubysa	Gera

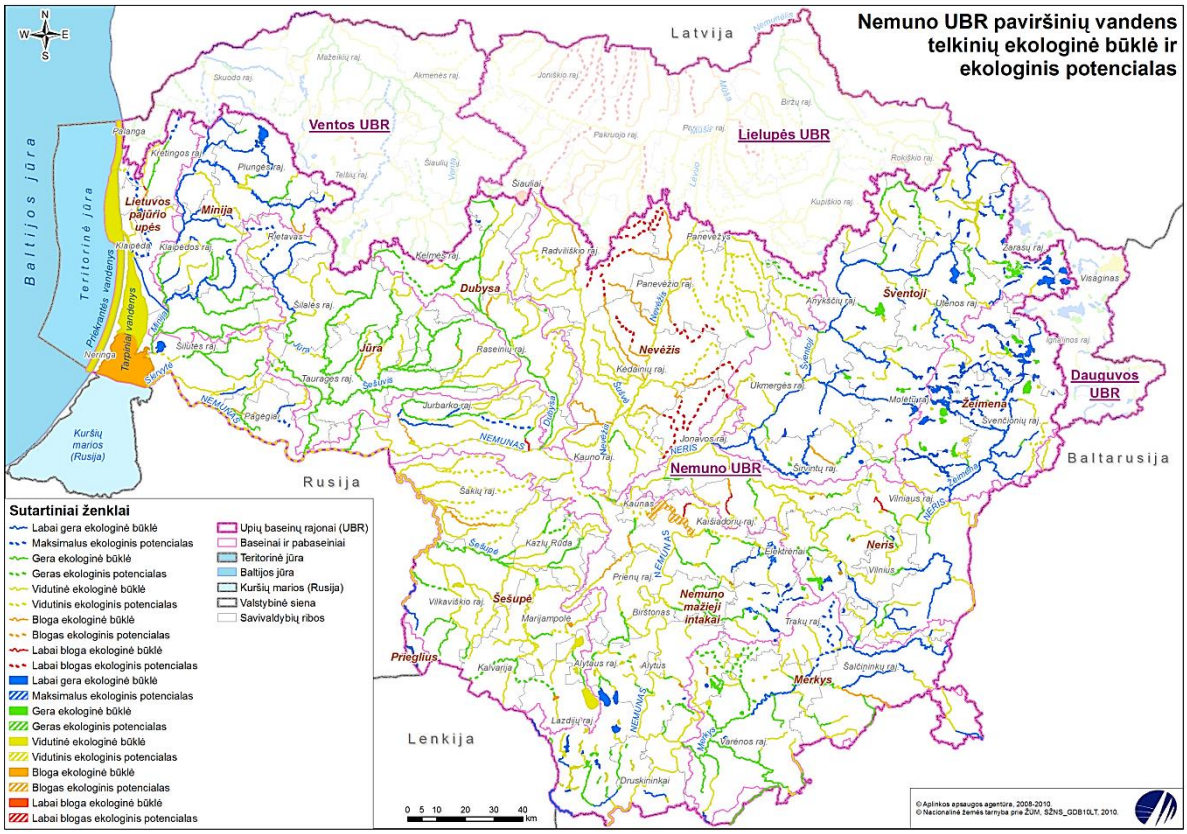
Minija	Gera
Šušvė	Neatitinka geros būklės
Šušvė - žiotyse	Gera
Šyša	Neatitinka geros būklės
Jūra	Gera
Venta	Gera
Širvinta	Gera
Lėvuo	Gera
Mituva	Gera
Strėva	Gera
Varduva	Gera
Virinta	Gera
Vilnia	Gera
Vokė	Gera

Fizikinių - cheminių kokybės elementų vertinimo rodikliai yra nitratinis azotas (NO_3-N), amonio azotas (NH_4-N), bendrasis azotas (N_b), fosfatinis fosforas (PO_4-P), bendrasis fosforas (P_b), biocheminis deguonies suvartojimas per 7 dienas (BDS_7) ir ištirpusio deguonies kiekis vandenyje (O_2). Pagal kiekvieno rodiklio vidutinę metų vertę vandens telkinys priskiriamas vienai iš penkių ekologinės būklės klasių (1.2 lentelė) (Paviršinių vandenų…2011).

1.2 lentelė. Upių ekologinės būklės klasės pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklius (Lietuvos Respublikos…2010)

Nr	Kokybės elementas		Rodiklis	Upės tipas	Etalo ninių sąlygų rodiklių vertė	Upių ekologinės būklės klasių kriterijai pagal fizikinių – cheminių kokybės element rodiklių vertes				
						Labai gera	Gera	Vidutinė	Bloga	Labai bloga
1	Bendri duome-nys	Maistingosios medžiagos	NO_3-N, mg/l	1-5	0,90	<1,30	1,3-2,3	2,31-4,50	4,51-10,00	>10,0
2			NH_4-N, mg/l	1-5	0,06	<1,10	0,1-0,2	0,21-0,60	0,61-1,50	>1,50
3			N_b, mg/l	1-5	1,40	<2,00	2,0-3,0	3,01-6,00	6,01-12,00	>12,0
4			PO_4-P, mg/l	1-5	0,03	<0,05	0,05-0,09	0,091-0,180	0,181-0,400	>0,40
5			P_b, mg/l	1-5	0,06	<0,1	0,1-0,14	0,141-0,230	0,231-0,470	>0,47
6		Organinės medžiagos	BDS_7, mg/l	1-5	1,80	<2,3	2,3-3,3	3,31-5,00	5,01-7,00	>7,00
7		Prisotinimas deguonimi	O_2, mg/l	1,3,4,5	9,50	>8,5	8,5-7,5	7,49-6,00	5,99-3,00	<3,00
8			O_2, mg/l	2	8,50	>7,5	7,5-6,5	6,49-5,00	4,99-2,00	<2,00

Pagal Aplinkos apsaugos agentūros duomenis Lietuvoje dauguma upių yra vidutinės, geros ir labai geros ekologinės būklės (1.5 pav.).



1.5 pav. Paviršinių vandens telkinių ekologinė būklė

Upių vandenyje esančių biogeninių medžiagų (nitratai, fosfatai) koncentracijų kaitai poveikį daro daugelis veiksnių, iš kurių vienas pagrindinių – pasklidoji tarša, priklausanti nuo upės baseino žemėnaudos struktūros (Povilaitis 2000).

Taip pat upių vandens kokybę lemiančius veiksnius galima skirstyti į tiesioginius ir netiesioginius. Tiesioginiai veiksniai (uolienos, dirvožemiai, biota, ūkinė žmogaus veikla) tiekia į vandenį arba paima iš jo tirpius cheminius junginius. Netiesioginiai veiksniai sudaro sąlygas medžiagų sąveikoms su vandeniu, tai – klimatas, reljefas, vandens režimas, augalija, hidrologinės bei hidrodinaminės sąlygos *ir kt.* (Aliochin 1970; Nikanorov 1989).

Upių vandens kokybė tiesiogiai priklauso nuo daugelio veiksnių. Įtaką daro fizinės – geografinės sąlygos, klimatas ir kiti veiksniai, įtakojantys upių pokytį (Ruminaitė ir Lukianas 2008). Didelę įtaką daro žmonių ekonominė veikla (Gailiušis 1996; Pauliukevičius 1998; Pauliukevičius 2006).

Antropogeninės kilmės eutrofikacija ir teršalai yra pagrindiniai procesai, darantys įtaką upių vandens kokybei. Upių vandens kokybė labiausiai priklauso nuo į jas patenkančių teršalų savybių bei kiekių.

1.3. Upių taršos šaltinių analizė

Pasaulyje atlikta daug tyrimų taršos šaltiniams ir jų poveikiui upių vandens kokybei nustatyti. Didžiausią patirtį šioje srityje turi išsivysčiusios šalys, kuriose dėl didelio gamybos intensyvumo ši problema aktuali jau daugelį metų (Vuoristo 1998; Hussian *et al*. 2003; Stålnacke *et al*., 1999; 1993; Vuorenmaa 2002).

Vandenų taršos šaltiniai labai įvairūs. Pirmiausia tai didžiųjų miestų ir miestelių bei pramonės įmonių tarša, įvardijama kaip koncentruotoji (sutelktoji) tarša. Prie koncentruotosios taršos šaltinių galima priskirti ir gyvulininkystės fermų, žemės ūkio produkcijos perdirbimo cechų taršą. Tuo tarpu žemdirbystės laukai, juose vykdoma intensyvi žemės ūkio produkcijos gamyba priskiriami prie pasklidosios taršos šaltinių. Kadangi pagrindinė pasklidosios taršos šaltinių taršos priežastis yra nitratai iš žemės ūkio šaltinių (Šaulys 2007).

Ūkio sektorius yra vienas pagrindinių vandens išteklių vartotojų ir teršėjų (Johnes 1996), taip pat dėl veiklos šiame sektoriuje atsiranda daug taršos pasklidimo bei taškinių taršos šaltinių (maistinės medžiagos, pesticidai) ir hidromorfologinių pokyčių.

Žemės ūkis laikomas labai svarbiu pasklidusios taršos šaltiniu. Per metus Lietuvos žemės ūkis išleidžia 47 tūkst. tonų azoto ir 1,4 tūkst. tonų fosforo į vandens telkinius (Belous *et al.* 2003). Daugiausiai patenka į upes. Žemės ūkio veikla daro didelę įtaką vandens telkinių eutrofikacijai. Tačiau Lietuvos žemės ūkio gamyba buvo žymiai sumažintos paskutinėje dešimtmetį (Strusevičius 1996).

Daugiau kaip pusę Lietuvos teritorijos sudaro žemės ūkio naudmenos, todėl jų svarba paviršinių vandenų kokybės vertinimui neabejotina: beveik pusę upių vandens taršos maisto medžiagomis sudaro pasklidoji tarša iš žemės ūkio plotų. Po 1990 m., didėjant apleistos žemės plotams, pradėjo irti melioracijos sistemos, krumyti pievos ir ganyklos, prasidjo savaiminė kraštovaizdžio renatūralizacija. Šie žemėnaudos pokyčiai upių baseinuose turėjo įtakos ir upių vandens kokybei (Litvinaitis 2009).

Moksliniai tyrimai ir aplinkos apsaugos tarnybų stebėsena rodo, kad paviršinių ir požeminių vandens šaltinių padidėjusi tarša nitratais priklauso nuo žemės ūkio gamybos. Nuo laukų nutekantys vandenys į vandens telkinius nuneša augalų ir mikroorganizmų nepanaudotas bei dirvožemio neabsorbuotas maisto medžiagas. Tai mažina dirvožemio

derlingumą, o vandens telkiniuose sukelia melsvadumblių, išskiriančių toksines medžiagas, vystymasi, drumstumo padidėjimą, hidrofaunos ir floros degradaciją (Baigys ir Milius 2010).

Kiti svarbūs taškinių taršos šaltinių teršėjai yra pramonė, miesto ir gyvenviečių nuotekos.

Nuotekos. Plečiantis miestams, vystantis pramonei, intensyvėjant automobilių eismui, didėjant urbanizacijos lygiui bei nelaidžių paviršių kiekiui, didėja susidarančių lietaus nuotekų kiekis, užterštumas bei neigiamas poveikis vandens telkiniams. Daugelio šalių mokslininkai pastebi, kad, išsprendus buitinių nuotekų valymo problemas, tolesnis paviršinių vandenų kokybės blogėjimas vyksta dėl neigiamos lietaus nuotekų įtakos (Rauba *ir kt.* 2011).

Dažniausiai paviršinėse nuotekose sutinkami šie teršalai: koli bakteria, skendinčiosios medžiagos (SM), BDS5, ChDS, Cu, Pb, Zn, nafta, tepalai, bendrasis fosforas ir bendrasis azotas (Debo 2003).

Paviršinės nuotekos sudaro apie 20 % visų nuotekų (be energetikos ir reikšmingų žuvininkystės nuotekų), išleidžiamų į paviršinius vandens telkinius, tačiau tik 9,4 %. Iš jų patenka išvalytos iki nustatytų normų, kita dalis – nevalomos arba nepakankamai išvalytos. Taip yra dėl valymo irenginių trūkumo arba blogos esamų valymo įrenginiu būklės. Esminę įtaka paviršinių vandens telkinių taršos padidėjimui turi upės – priimtuvo debitas. Kuo vandens priimtuvas – upė yra mažiau vandeninga, o paviršinių nuotekų kiekis didesnis, tuo šių nuoteku taršos itaka vandens telkiniui yra didesnė (Maziliauskas *ir kt.* 2010).

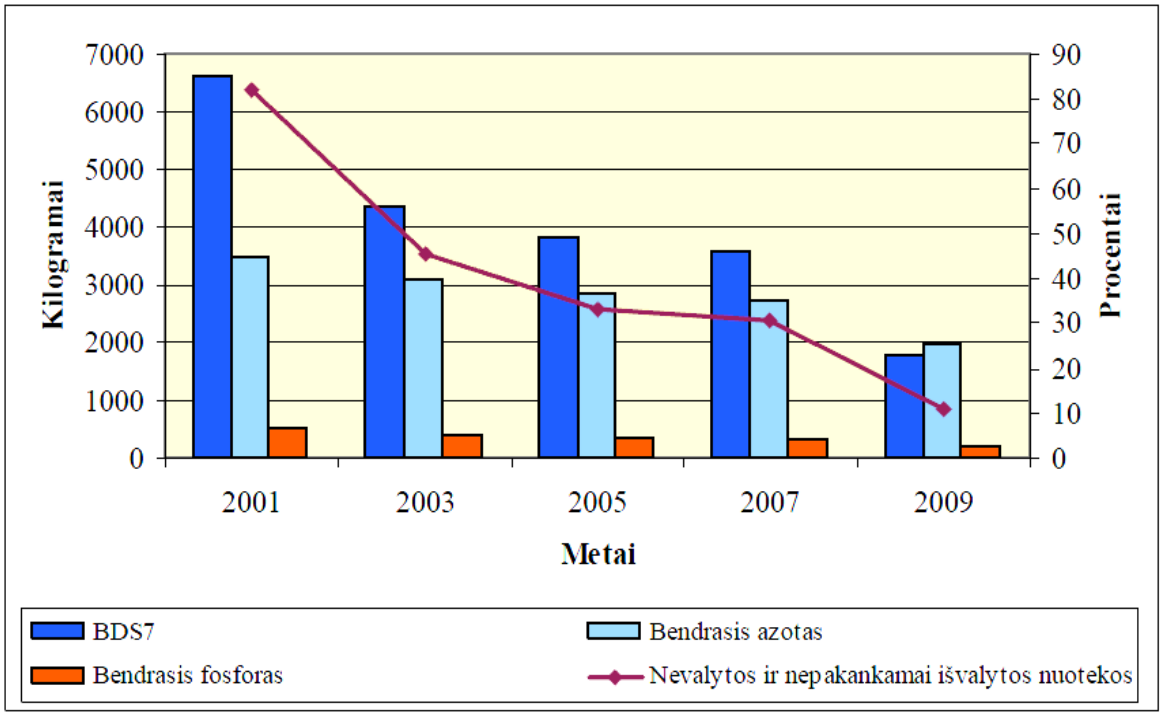
Pagal LR aplinkosauginius reikalavimus mėšlui tvarkyti nustatyta, kad per metus į dirvą (TL, ŽDL) patenkančio (tręšiant mėšlu, mineralinėmis trąšomis, ganant gyvulius) bendrojo azoto (Nb) kiekis neturi viršyti 170 kg/ha. Gyvulininkystės kompleksų buitinės ir kitos artimos jų sudėčiai nuotekos turi būti kanalizuojamos į miesto ar gyvenvietės nuotakynus. Jei tokių galimybių nėra, turi būti projektuojami ir statomi vietiniai nuotekų valymo įrenginiai. Paviršinės nuotekos nuo švarių fermos teritorijų (stogų, pėsčiųjų zonų ir kt.) gali būti nuvedamos paviršiumi arba per fermos paviršinių nuotekų tvarkymo sistemą išleidžiamos į gamtinę aplinką be valymo. išvalius valymo įrenginiuose iki nustatytų normų išleidžiamos į gamtinę aplinką (paviršinio vandens telkinius arba į infiltracijos į gruntą įrenginius).

Pagal Lietuvos stojimo į Europos Sąjungą sutartį Lietuva įsipareigojo įgyvendinti 1991 m. gegužės 21 d. Tarybos direktyvą Nr. 91/271/EEB dėl miesto nuotekų valymo, kurios pagrindinis tikslas – apsaugoti aplinką nuo žalingo išleidžiamų miesto nuotekų poveikio.

Pagal direktyvos reikalavimus, vadovaujantis pateiktomis rekomendacijomis, visa Lietuvos teritorija buvo priskirta eutrofikacijai jautriai zonai, kurioje nuotekoms išleisti taikomi griežtesni reikalavimai. Visose aglomeracijose, kurių dydis viršija 10 000 g. e.,

nuotekos turi būti valomos tretiniu valymu (t. y. biologiniu su papildomu azoto ir fosforo šalinimu).

Į paviršinius vandenis išleidžiamų buitinių ir gamybinių nuotekų atitikimą normoms lemia pagrindinių teršalų: biocheminio deguonies suvartojimo (BDS_7), bendrojo azoto ($N_{bendras}$) ir bendrojo fosforo ($P_{bendras}$) išvalymo ir išleidimo parametrai. 2009 m., lyginant su 2001 m., šių teršalų išleidimas į paviršinius vandenis atitinkamai sumažėjo 26,9 %, 57,4 % ir 36,4 % 1.6 paveiksle parodyta kaip mažėjo išleidžiamų pagrindinių teršalų kiekis proporcingai nevalytų ir nepakankamai išvalytų nuotekų daliai 2001–2009 m.



1.6 pav. Į paviršinius vandens telkinius išleistų pagrindinių teršalų kitimo dinamika (Visuomenės informavimas…2010)

Pagal statistikos departamento duomenis 2010 m. ūkio, buities ir gamybos nuotekų iš viso išleista 3,87 mln. m^3 . Išvalytų iki normos – 164,4 tūkst. m^3 nuotekų. Į paviršinius vandenis nepakankamai išvalytų nuotekų išleista – 17,0 tūkst. m^3. Nuotekų kurių nereikia valyti – 3,69 mln. m^3. Užterštų (be valymo) nuotekų – 74,8 m^3.

2010 m., Valstybines statistines ataskaitos formas Nr. 1 – Vanduo teikiančiuose objektuose, veikė 151 ūkio – buities ir gamybinių nuotekų valymo įrenginių kompleksas, iš jų 121 biologinio valymo.

Pasikeitus rinkos ekonomikos sąlygoms ir padidėjus vandens bei nuotekų kanalizavimo kaštams, vandens išteklių tausojimas tapo būtinybe visoms Lietuvos pramonės įmonėms. Anksčiau įmonės nuotekų užterštumą mažindavo „skiedimo" būdu: švariu vandeniu mažindavo teršalų koncentraciją nuotekose ir taip išvengdavo mokesčių už taršą; šiandien tai

ne tik neracionalu, bet ir ekonomiškai nenaudinga. Įmonės, turinčios pakankamai informacijos apie pažangesnius vandens išteklių valdymo metodus, stengiasi organizuoti gamybą, remdamasios taršos prevencijos principais. Viena iš plačiausiai Lietuvoje taikomų koncepcijų pramoninei sistemai valdyti ar reorganizuoti, atsižvelgiant į ilgalaikius poreikius bei subalansuotos plėtros principus, yra švaresnė gamyba (Stasiškienė ir Dvaronienė 2002).

Didžiausias dėmesys Lietuvos aplinkos apsaugos strategijoje skiriamas pramonės, energetikos ir žemės ūkio sektoriams, nes tai ne tik didžiausi vandens išteklių vartotojai, bet ir teršėjai (Stasiškienė ir Dvaronienė 2002).

1.4. Biogeninės medžiagos ir jų sukeliamos eutrofikacijos procesas

Gamtinis vanduo – sudėtinga sistema, kurioje ištirpę arba koloidinėje būklėje yra įvairios neorganinės ir organinės medžiagos. Gamtinis vanduo tai praktiškai šių medžiagų praskiestas tirpa-las. Ištirpusios medžiagos skirstomos:

- pagrindiniai jonai,
- ištirpę dujos,
- biogeninės medžiagos,
- mikroelementai,
- organinės medžiagos (Genienė 2006).

Biogeninės medžiagos – tai įvairios azoto formos (amoniakinis, nitritinis, nitratinis), fosforas, silicis, geležis ir kai kurie mikroelementai, sudarantys pirminę grandį organizmų mitybos grandinėje. Vandens telkinio atveju šių medžiagų pagrindiniai šaltiniai yra:

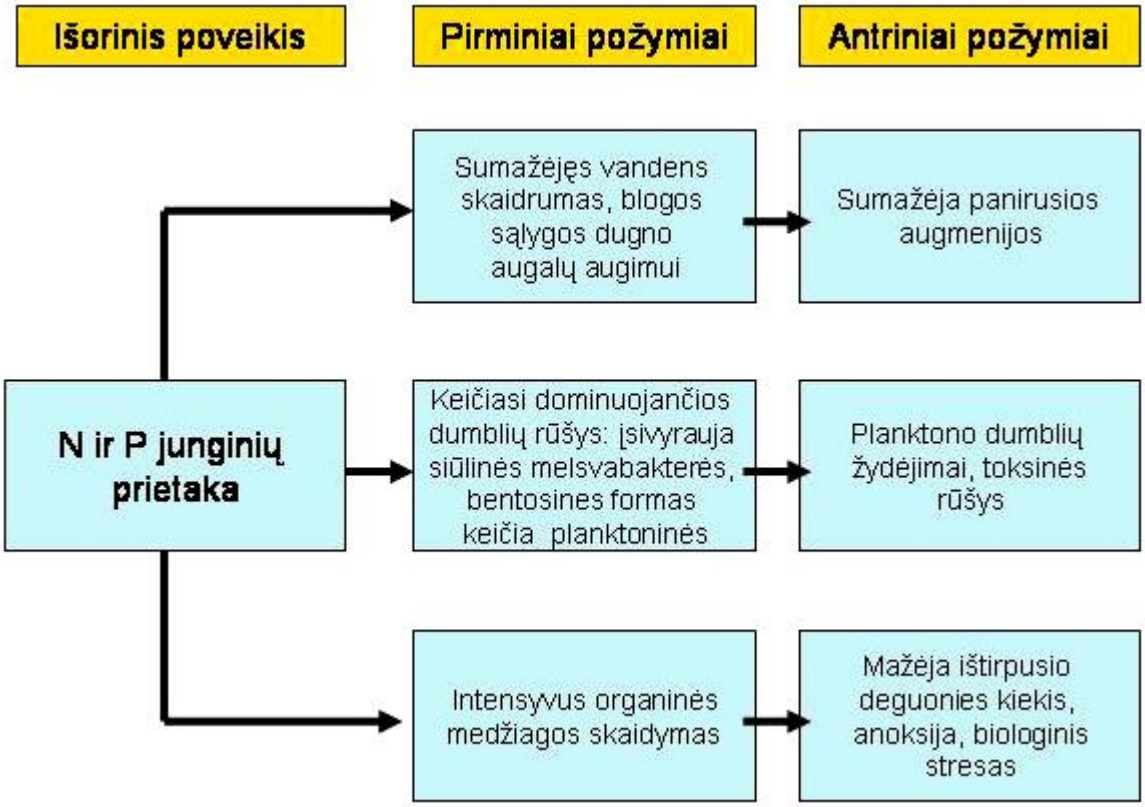
1.) organinių medžiagų mineralingumas;

2.) vandens masės pritekėjimas.

Biogeninės medžiagos daugiausia lemia upių vandens kokybės būklę (Tumas 1996; Tumas 2001).

Eutrofikacija - tai procesas, kurio metu dėl padidėjusio pagrindinių maistmedžiagių – azoto ir fosforo junginių- pritekėjimo į vandens telkinius prasideda itin aktyvus planktono dumblių augimas, vadinamas vandens „žydėjimu". Problema nėra vien estetinė (žalia plėvelė vandens paviršiuje planktono dumblių „žydėjimų" metu) - eutrofikacijos efektai turi tiesioginę įtaką ten gyvenantiems organizmams, o tuo pačiu ir žmogaus vartojamų išteklių kiekiui bei kokybei. (Gasiūnaitė 2006). Ištirta, kad agrariniame kraštovaizdyje, nesant reikšmingos taškinės taršos, dažniausiai eutrofikaciją ribojantis biogenas yra fosforas (Taminskas *ir kt.* 2006).

Eutrofikuoti telkiniai gali būti aprašomi pagal tam tikrus jiems būdingus pirminius ir antrinius požymius (1.7 pav.).



1.7 pav. Eutrofikacijos schema (Clement *et al*. 2001)

Vandens skaidrumas sumažėja tiek dėl planktono dumblių „žydėjimo", tiek dėl vandens storymėje pakibusios negyvos organinės medžiagos ar mineralinių dalelių, kurios dėl nuolatinio vandens maišymosi pakeliamos iš dugno. Mažas vandens skaidrumas apriboja šviesos prasiskverbimą į gilesnius vandens sluoksnius, todėl mažėja panirusių vandens augalų (Gasiūnaitė 2006).

Nustatyta, kad mūsų vandenyse aptinkama daugiau kaip 600 mikrodumblių rūšių. Jie priskiriami 10 skyrių. Labiausiai paplitę žaliadumbliai, titnagdumbliai, euglendumbliai, auksiadumbliai, pirofitiniai dumbliai. Tačiau didžiausio dėmesio nusipelno melsvadumbliai, kuriuos dabar imta vadinti melsvabakterėmis. Tai jie yra pagrindiniai vandens „žydėjimo" sukelėjai (Jankevičius ir Liužinas 2004).

Šiuo metu yra surinkta pakankamai daug medžiagos, įrodančios, kad žmogaus veikla neabejotinai didina azoto ir fosforo - pagrindinių maistmedžiagių - srautus į vandens telkinius. Pagrindiniai antropogeninės kilmės maistmedžiagių šaltiniai:

- neorganinės azoto ir fosforo trąšos, naudojamos žemės ūkyje;
- fermų nuotėkos, kuriose gausu nitratų, fosfatų ir amonio;

- neišvalyti ar nepilnai išvalyti gyvenviečių nutekamieji vandenys, turintys nitratų ir fosfatų;
- fosfatų savo sudėtyje turinčios skalbimo priemonės (Gasiūnaitė 2006).

Tiriant biogeninių medžiagų režimą, dabar vis dažniau analizuojamos būtent upės baseinų žemės naudmenos (Beaulac and Reckhow 1982; Nazarov and Kuznecov 1991; Jordan *et al*. 1997; Tufford and McKellar 1998). M. N. Beaulac ir K. H. Reckhow, išsamiai išanalizavę įvairių bandymų duomenis, apskaičiavo vidutinius azoto ir fosforo išplovimo dydžius priklausomai nuo žemėnaudos. Jų tyrimų duomenys pateikti 1.3 lentelėje.

1.3 lentelė. Azoto ir fosforo išplovimas (kg/h per metus) skirtingose žemės naudmenose (Beaulac and Reckhow 1982)

Biogenai	Žemės naudojimo tipas					
	Miškai	Ganyklos	Javai	Kaupiamieji	Mišri žemėnauda	Gyvulių aptvarai, mėšlo saugykla
Azotas	2,4	5	6,5	9	14	2900
Fosfatai	0,2	0,8	0,7	2,2	1,2	260

Naujausi tyrimai patvirtina šį teiginį. Vieni stebėjimai parodė, kad tarp žemės ūkio naudmenų dalies baseine ir išplaunamo azoto bei fosforo kiekio yra tiesioginė priklausomybė (Nearing *et al*. 1993). Kitų tyrimų duomenimis, nėra jokios koreliacijos tarp žemės ūkio naudmenų ploto ir biogeninių medžiagų išplovimo (Thomas and Haszler 1992). Nežiūrint šių skirtumų, aiškėja bendra tendencija ir dėsningumas, kad žemės ūkio intensyvėjimas yra svarbi didėjančio maisto medžiagų išplovimo priežastis (Jordan *et al*. 1997).

Maistingųjų medžiagų išplovimui didelę reikšmę turi dirvožemio įdirbimo laikas (Baigys ir Milius 2010). Įdirbus dirvą iškart po derliaus nuėmimo (anksti rudenį), kai temperatūra aukšta, suintensyvėja azoto mineralizacijos procesai, dirvožemyje padidėja nitratinio azoto kiekis ir jo išplovimas, palyginti su vėlai rudenį įdirbta dirva (Møller *et al*. 1997; Drury *et al*. 1996; Francis *et al*. 1995). JAV įvairiomis klimatinėmis ir dirvožemio sąlygomis atliktais tyrimais (Randall et al. 1995; Weed *et al*. 1996; Chichester *et al*. 1992; Kanwar *et al*. 1985, Angle *et al*. 1984; Drury *et al*. 1993; Tyler *et al*. 1977) nustatyta, kad taikant tradicinį žemės dirbimą nitratų azoto išplovimas didesnis nei taikant neariminį bei tausojamąjį žemės dirbimus.

Azoto vandenyje yra įvairiuose organiniuose ir neorganiniuose junginiuose. Neorganiniai azoto junginiai yra amonio, nitratų ir nitritų jonų pavidale. Jie tarpusavyje labai glaudžiai susiję: jų panaši kilmė; esant tam tikroms sąlygoms, lengvai transformuojasi vieni į kitus. Gamtiniame vandenyje vyksta azoto junginių apykaita. Neorganinius azoto junginius

įsisavina vandens mikro ir makro augalija, o ja minta vandens gyvūnai. Intensyviai augant vandens augalams, vandenyje šių junginių gali visiškai nebelikti.

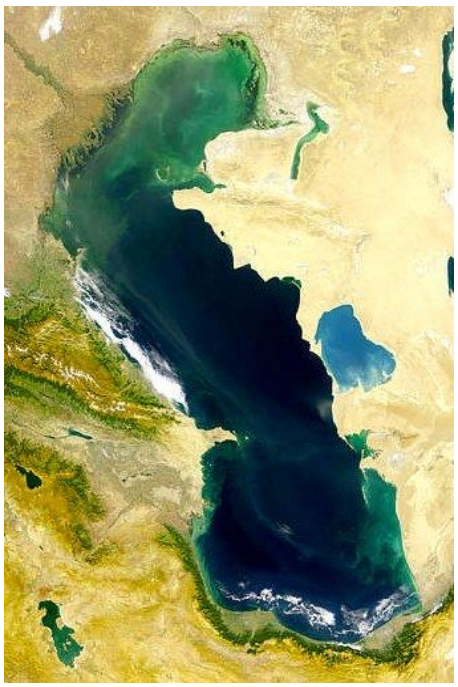
Nitritų koncentracija gamtiniame vandenyje dėl jų nepatvarumo yra labai nedidelė. Švaria-me vandenyje jie analitiškai neaptinkami arba randamos tūkstantosios miligramo dalys. Šiek tiek daugiau jo randama pasibaigus vegetacijai, kai prasideda organinių medžiagų irimas. Nitritai yra tarpinė nitrifikacijos proceso grandis. Padidėjusi jų koncentracija vandenyje rodo, kad vandens už-terštumas yra didelis, savaiminis apsivalymo procesas sutrikęs, nitrifikacijos procesas nevyksta iki galo, todėl nitritų koncentracija yra svarbus gamtinio vandens sanitarinės būklės rodiklis (Genienė 2006).

Nitratai (NO_2) – žemiausia azoto mineralizacijos fazė. Vasarą, suintensyvėjus fotosintezei paviršiniuose vandens telkiniuose, mažėja nitratų koncentracijos, nes juos asimiliuoja vandens organizmai (Diliūnas ir Kaminskas 2003). Moksliniai tyrimai ir aplinkos apsaugos tarnybų stebėsena rodo, kad paviršinių ir požeminių vandens šaltinių padidėjusi tarša nitratais priklauso nuo žemės ūkio gamybos (Baigys ir Milius 2010).

Geležis – pastovus paviršinių ir požeminių vandenų komponentas. Jos koncentracija šiuose vandenyse priklauso nuo geologinės baseino sandaros ir hidrologinių sąlygų. Nemažai geležies į paviršinius vandenis patenka su kai kurių pramonės šakų nuotekomis. Ypač prisotintos geležies yra metalo ėsdinimo, kitokių metalo apdirbimo procesų, tekstilės pramonės nuotekos. Geležis vandenyje gali būti ištirpusi, koloidų ir suspenduotų dalelių pavidalo, be to, junginiuose gali būti dvivalentė ir trivalentė. Geležies junginių pavidalų pusiausvyra priklauso nuo vandens pH ir šiek tiek nuo vandens temperatūros (Genienė 2006).

Fosforas yra viena iš pagrindinių biogeninių medžiagų, lemiančių vandens telkinio produktyvumą. Į paviršinius vandenis fosforas suplaunamas iš dirvų, išpustomas iš uolienų, išskiriamas kaip vandens organizmų gyvybinės veiklos bei irimo produktas. Svarbus fosforo šaltinis – dirvų tręšimas fosforo trąšomis, detergentų, kuriuose yra fosfatų, naudojimas, vandens minkštinimas. Fosforas palyginti su kitomis biogeninėmis medžiagomis greičiau pereina iš organinio pavidalo į mineralinį (Genienė 2006). Vandens telkiniuose (natūraliuose ar dirbtiniuose) fosforas skatina masinį cianobakterijų žydėjimą, uždumblėjimą, sukeldamas deguonies trūkumą ir biomasės irimą, tuo labai blogindamas vandens kokybę (Marcinkonis ir Karmaza 2007).

Daugelyje sričių visame pasaulyje kenčia nuo eutrofikacijos problemos. Meksikos įlanka, Kaspijos jūra (1.8 pav.), Beringo jūra, Arabijos jūra. Meksikos įlanka, jau turi didžiulę vadinamą „mirties zoną", mokslininkai perspėja, ji gali plėstis.



1.8 pav. Kaspijos jūros eutrofikacija

Kaspijos jūros eutrofikacija didėjo nuo 1980 m. Didžiausi eutrofikacijos pažeisti plotai pastebimi šiaurinėje dalyje, ties Volgos žiotimis.

Iš palydovų padarytos nuotraukos rodo, kad Baltijos jūra žydi nuo Suomijos iki Lenkijos (1.9 pav**.).**



1.9 pav. Baltijos jūros „žydėjimas” (Baltijos jūra…2010)

Akvatorijos, užkrėstos nuodingomis melsvabakterėmis, dalis iš viso sudaro 377 tūkst. km^2. Kaip įspėja biologai, šis reiškinys pavojinga daugeliui jūros organizmų.

Siekiant sustabdyti eutrofikaciją, taikomas vandens valymas, trąšų ir vandens kontrolė.

1.5. Upių baseinų hidrologinis modeliavimas

Vandens kokybės upėse valdymo planams sudaryti užsienyje dažniausiai naudojami upių baseino tipo modeliai. Baseino tipo modeliai leidžia sujungti atskirų sektorių ar šakų žemdirbystės, miškininkystės, buitinio ir pramoninio vandentiekio, žuvivaisos tvenkinių, hidroelektrinių *ir kt.* tyrimų rezultatus į vieną bendrą sistemą ir atlikti integruotą jų poveikio vandens kokybei analizę. Upių baseino vandens kokybės valdymo modelius pagal tai, kaip modelyje yra aprašytas poveikio – pasekmės ryšys, galima suskirstyti į du pagrindinius tipus: pusiau empiriniai konceptualieji modeliai ir fizikiniai dinaminiai modeliai (EUROHARP, SWAT) (Šileika 2011; Ruminaitė *ir kt.* 2009).

Fizikiniai dinaminiai modeliai procesus aprašo diferencialinėmis lygtimis, išvestomis atsižvelgiant į pagrindinius fizikinius dėsnius, tam reikia daug ir detalių pradinių duomenų laiko ir erdvinėje skalėje, todėl jie dažniau naudojami tiriant lauko arba mažų upelių baseinus. Didesni baseinai padalinami į unikalius homogeninius plotus, pasižyminčius tam tikra žemėnauda, tręšimu, nuolydžiu, dirvožemiu ir hidrologinėmis sąlygomis, ir kiekvienas toks plotas modeliuojamas atskirai. Modeliavimo laiko žingsnis dažniausiai nedidelis, pvz.: para. Azoto ir fosforo išplovimas iš dirvožemio imituojamas atskirai modeliuojant vandens nuotėkį ir azoto arba fosforo koncentracijų kaitą. Imituojami visi pagrindiniai dirvožemio biologiniai ir cheminiai procesai (pvz., mineralizacija/imobilizacija). Vieni modeliai imituoja procesus tik paviršiniame dirvožemio sluoksnyje, nes čia vyksta intensyviausias išplovimas bei erozija (pvz., EPIC, CREAMS, SOIL-N/SOILNDB modeliai) (Johnsson *et al*. 2002; Šmitienė 2008). Kiti fizikiniai dinaminiai modeliai imituoja ir maistingųjų medžiagų patektį į požeminius vandenis bei paviršinius vandens telkinius, todėl taikomi ir didesniuose upių baseinuose (pvz., N-CAT, SWAT, TRK). Fizikinių dinaminių modelių naudojimas padeda suvokti procesų vyksmą gamtoje (Šileika 2011).

EPIS modeliavimo programą mokslininkai naudoja visame pasaulyje nagrinėjant žemės ūkio ir aplinkosaugos klausimus (Putman *et al*. 1988; Robertson *et al*. 1990; Sharpley *et al*. 1991; Stockle *et al*. 1992; Chang *et al*. 1993; Lacewell *et al*. 1993; Mapp *et al*. 1994; and Wu *et al*. 1996). Pagrindiniai EPIC modelio komponentai yra klimatas, hidrologija, erozija/sedimentacija, biogeninių medžiagų ciklas, pesticidų liekanos, augalų augimas, žemės dirbimas, temperatūra, ekonomika, augalų aplinkos kontrolė. EPIC modeliuoja azoto išplovimąo iš dirvožemio nuostolius dvejose formose: augalų išnykimas ir patekimas į orą ir vandenį (Potter *et al*. 2006).

Švedijoje azoto taršos modeliavimui plačiai naudojami modeliai SOILNDB ir FYRIS. SOILNDB modelis yra fizikinis dinaminis labai detalus lauko lygyje azoto apykaitos gamtinius procesus imituojantis modelis. FYRIS modelis yra daugiau apibendrintas konceptualus modelis skirtas azoto taršos balansui analizuoti vidutinio dydžio upių baseinuose. FYRIS modelyje dalis pradinių duomenų paimama iš SOILNDB modelio, o kita iš GIS duomenų bazių ir stebėsenos duomenų (Šileika 2009).

Europoje naudojamos įvairios modeliavimo programos (1.4 lentelė.).

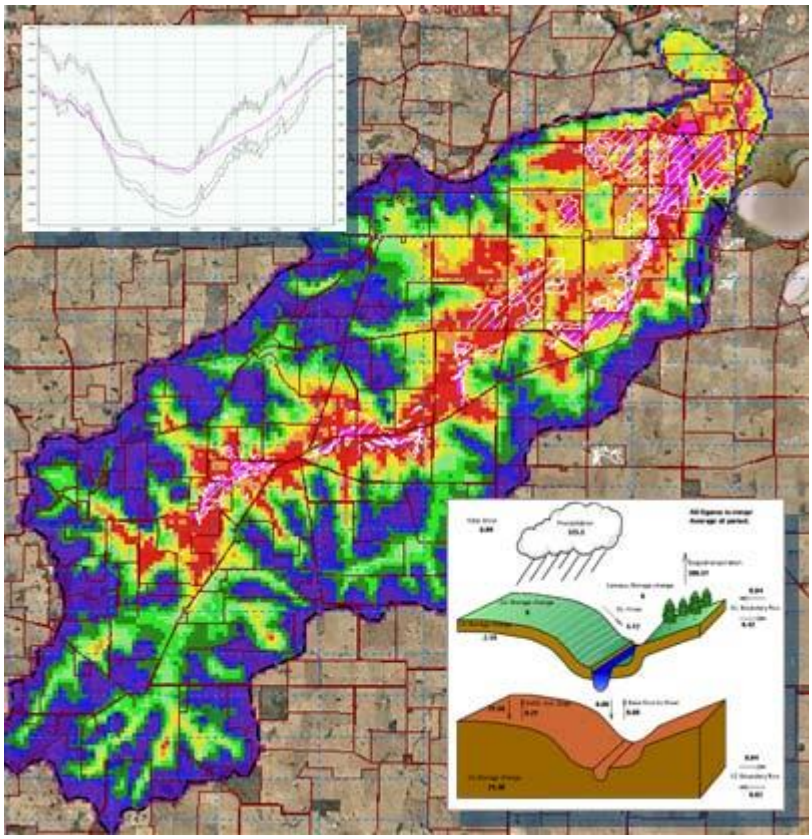
1.4 lentelė. Vandens kokybės modeliai Europoje (Arheimer and Olsson 2001)

Pavadinimas	**Kilmė**	**Taikymas Europoje (tauta)**	**Tikslas/modeliuojamos medžiagos**
AGNPS	Jungtinių Valstijų Žemės ūkio departamentas; 1987	Vokietija, Vengrija, Rusija, Jungtinė Karalystė, Austrija, Belgija, Šveicarija, Čekija, Danija, Ispanija, Suomija, Prancūzija, Iranas, Italija, Lietuva, Nyderlandai, Lenkija	Azotas, pesticidai
HBV-N	Švedijos meteorologijos ir hidrologijos institutas; 1994	Švedija, Estija	Eutrofikacijos kontrolė, azoto pernešimas
INCA	Mokslo universitetas; 1998	Suomija, Jungtinė Karalystė, Norvegija, Vokietija, Danija, Nyderlandai, Prancūzija, Ispanija	Eutrofikacijos kontrolė, azoto pernešimas
MAGIC	Virdžinijos universitetas; 1985	Jungtinė Karalystė, Norvegija, Vokietija, Ispanija, Suomija	Rūgštėjimo kontrolė, azoto pernešimas
MERLIN	Virdžinijos universitetas; 1997	Jungtinė Karalystė, Švedija, Nyderlandai, Norvegija	Rūgštėjimas, azoto pernešimas
MIKE SHE	Sunkiosios pramonės departamentas; 1993	Vokietija, Belgija, Šveicarija, Čekija, Danija, Ispanija, Prancūzija, Italija, Nyderlandai, Lenkija, Slovakija, Graikija, Kroatija, Vengrija, Lietuva, Norvegija, Švedija, Jungtinė Karalystė, Jugoslavija	Eutrofikacijos kontrolė, taršos sklaida, azoto pernešimas
SHETRAN	Niukaslio universitetas; 1996	Jungtinė Karalystė, Ispanija, Prancūzija, Italija, Portugalija	Taršos kontrolė, nuosėdos ir azoto pernaša
SMART	Wageningen universitetas; 1989	Suomija, Nyderlandai, Čekija, Turkija, Rusija, Ispanija, Austrija	Rūgštėjimo kontrolė
SWAT	Jungtinių Valstijų Žemės ūkio departamentas; 1993	13 Europos šalių, pvz: Italija, Vokietija, Jungtinė Karalystė, Belgija	eutrofikacija ir pesticidų kontrolė/nuosėdos, azotas, pesticidai

AGNPS (Pasklidosios taršos žemės ūkio modelis) – modelis sukurtas vandens kokybei tirti ir nustatyti kaip ji susijusi su dirvožemio erozija žemės ūkio ir miesto vietovėse (Arheimer and Olson 2004).

HBV-N modelis yra pusiau paskirstytų ir imituoja azoto nuotėkio ir transporto per požeminio vandens, upių ir ežerų sistemose. HBV modelis buvo taikomas daugiau nei 40 šalių visame pasaulyje ir operatyviai naudoti Šiaurės šalyse. HBV- N modelis yra susijęs su SOILN modeliu.

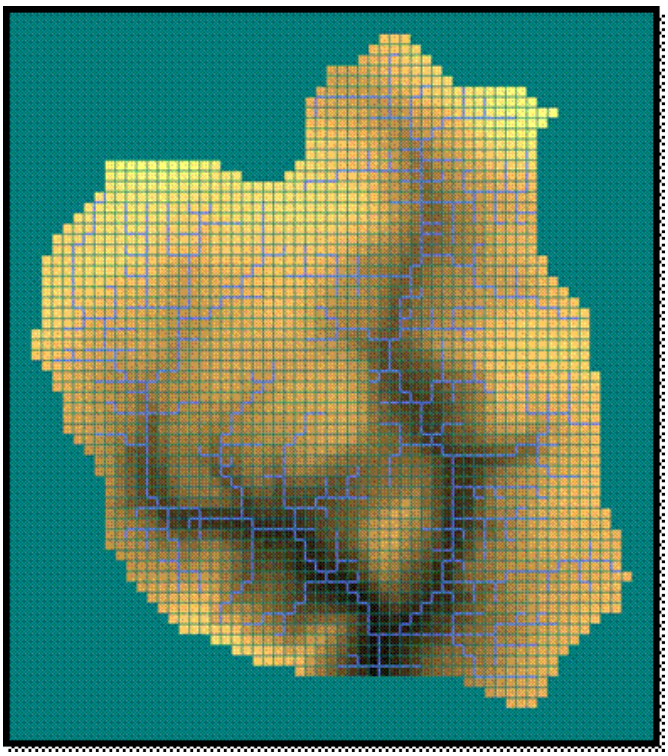
MIKE SHE – išsami modeliavimo programa skirta vandens srauto, kokybės ir nuosėdų transportavimo modeliavimui (1.10 pav.).



1.10 pav. MIKE SHE modeliavimo rezultatas (Solving Surface…2008)

MIKE SHE modelis apima daug vandens kokybės valdymo klausimų tokių kaip požeminio vandens poveikis paviršinio vandens telkiniams, klimato kaitos, žemės naudojimo poveikis, vandens kokybė.

SHETRAN – hidrologinio modeliavimo sistema pagrįsta fizišku vandens srauto ir nuosėdų išplovimu upių baseinuose (1.11 pav.). Modeliuojamas pasirinkto baseino plotas paprastai būna nuo vieno iki kelių tūkstančių km^2 .

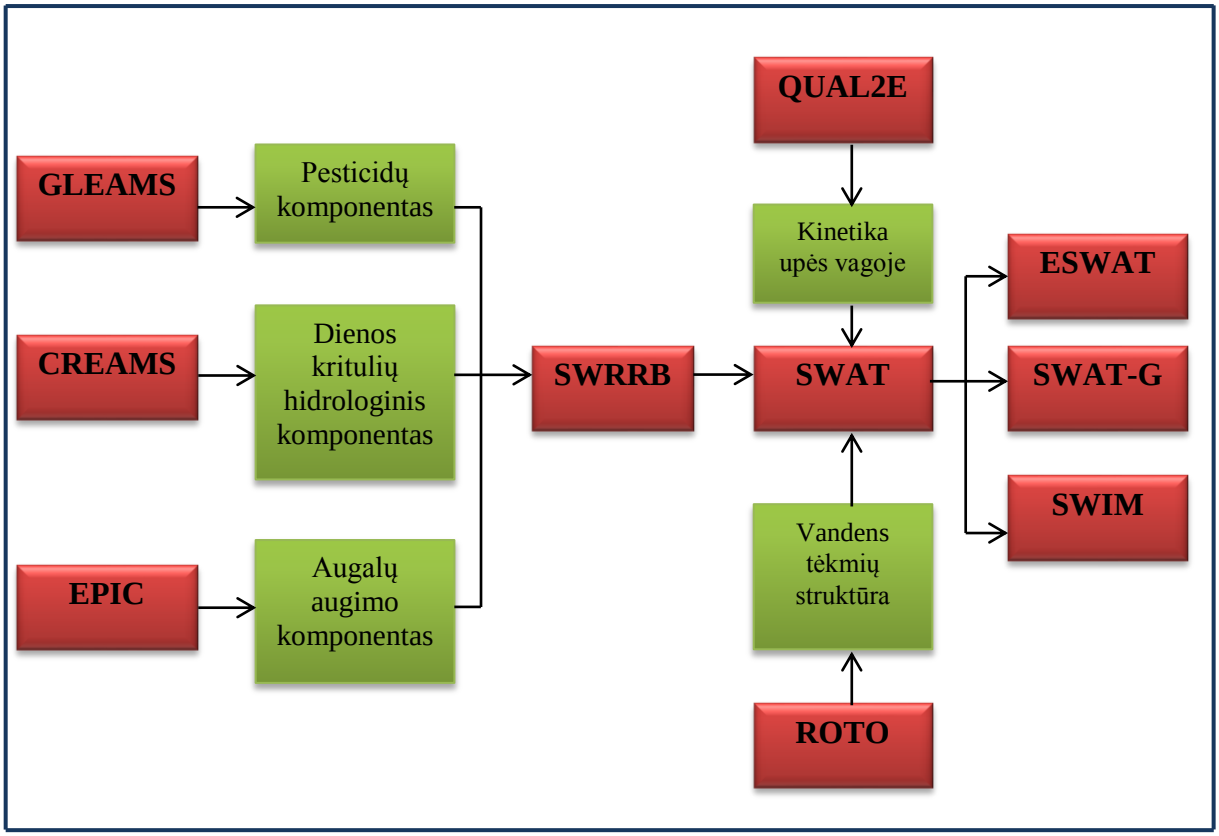


1.11 pav. Hidrologinis modelis SHERTAN

1980 m. buvo sukurta SHE (Europos hidrologinės sistemos) modelis, o jo įpėdiniai ir yra SHERTAN modelis ir MIKE SHE modelis. SHERTAN modeliui reikalingi duomenys: meteorologinių stočių (krituliai, išgaravimas ir t.t.), upių ilgiai, kontūrų ir skaitmeniniai žemėlapiai, geologiniai ir žemės naudojimo žemėlapiai ir palydovinės nuotraukos, dirvožemio sudėtis, nuosėdų dalelių dydžiai, duomenys apie pernašas iš gretimų baseinų, plotai paveikti erozijos, gręžinių žurnalai.

SMART modelis yra paprastas, dinaminis, į procesą orientuotas modelis. Jis skirtas regioniniams aplinkos tyrimams. Juo galima analizuoti ilgalaikę dirvožemio reakciją į atmosferos iškritas, naudojant net labai mažą pirminių duomenų kiekį. SMART modelio modeliavimo rezultatai yra svarbūs tuo, kad vėliau tose pačiose teritorijose upelio vandens cheminę sudėti modeliuojant MAGIC *(Požeminio vandens rūgštėjimo baseinuose modelis)* modeliu, modelius būtų galima kalibruoti tarpusavyje. Ši kalibracija yra įmanoma dėl dviejų priežasčių: pirma, dirvožemyje vykstantys procesai abiejuose modeliuose aprašomi tuo pačiu būdu; antra, dirvožemio tirpalo cheminė sudėtis iš principo lemia upelio vandens cheminę sudėtį (Teršalų migracijos…2009). Didžiausias modelio privalumas – nedideli reikalavimai modeliavimo įeities duomenims bei nedidelis parametrų skaičius, įgalinantis gana greitai atlikti kalibracijos procedūrą. Didžiausias modelio trūkumas – dideli erdvės bei laiko masteliai, tačiau darbo rezultatus Lietuvos sąlygomis galima vertinti teigiamai (Samuila, 1999).

SWAT yra dirvožemio ir vandens vertinimo įrankis (Arnold *et al*. 1998; Arnold and Fohrer 2005; Gassman *et al*. 2007). SWAT modelį sukurė dr. Jeff Arnold praeito amžiaus devintame dešimtmetyje Jungtinėse Valstijose. SWAT įgijo tarptautinį pripažinimą kaip tvirtas tarpdisciplininis takoskyros modeliavimo įrankis (Gassman *et al*. 2007). SWAT siejamas su GLEAMS, CREAMS, EPIC modeliais ir laikomas SWRRB palikuoniu (1.12 pav.)



1.12 pav. SWAT modelio vystymasis (Gassman *et al*. 2007)

Šis modelis tai yra vienas populiariausių upių baseinų hidrologinių modelių. SWAT modelis yra fiziniais parametrais paremtas, pusiau pasklidųjų parametrų, ilgo laikotarpio periodus dienos laiko žingsniu gebantis modeliuoti, upių baseinų modelis (Neitsch *et al*. 2005). Pagrindiniai modeliuojami procesai yra hidrologiniai procesai, erozija/sedimendacija, augalų augimas, maistmedžiagių ciklai, pesticidų dinamika, medžiagų pernaša vandens telkiniuose, vandens tarša bakterijomis ir kraštotvarkos įtaka hidrologiniams parametrams (Arnold and Fohrer 2005).

Vienas iš pirmųjų modelių imituojantis integruotą poveikį sutelktųjų ir pasklidųjų azoto (N) šaltinių: nitrato (NO_3) ir amonio (NH_4) koncentraciją ir apkrovą yra Integruotas Azoto baseinų modelis (INCA). (Wade *et al*. 2002; Whitehead *et al*. 1998) . INCA modelis

buvo sukurtas siekiant ištirti azoto pasiskirstymą vandens ir sausumos aplinkoje. Azoto modeliai gali būti: vertikaliai integruoti, t.y stebėjimas azoto patekimo iš atmosferos ir trąšų patekimas per upės baseino dirvožemį į pačią upę; horizontaliai integruoti – erdviniai kitimai visame baseine, kurie turi įtakos nitratų koncentracijai upėje, pvz: žemės naudojimas, augalija, hidrologija. INCA buvo sukurta, kad visi šie elementai būtų sujungti į vieną modelį (Whitehead *et al*. 1998).

INCA yra nesudėtingai ir greitai naudojama programa, kuri pateikia geros kokybės grafikus.

1.6. Vandens išteklių apsaugos teisė

Europos Sąjungoje (ES) vandenų apsauga pradėta rūpintis septintojo dešimtmečio pradžioje. Tai vienas pirmųjų aplinkos sektorių, kuriam nustatyti ES reikalavimai. Todėl kiekviena ES narė ar pretendentė vykdo integravimosi procesą, kuris yra sudėtingas dėl teisinių dokumentų gausos bei griežtų norminių nuostatų. Vandens politikos sritį ES šiuo metu reglamentuoja daugiau nei 25 direktyvos ir sprendimai (Litvinaitienė – Bagdžiūnaitė 2005).

Išnagrinėjus šalies vandens išteklius bei jų pasiskirstymą teritorijoje ir laike, įvertinus perspektyvinius vandens ūkio balansus ir kitas sąlygas didesnį nerimą kelia vandenų kokybinės, o ne kiekybinės charakteristikos (Burneikis *ir kt.* 2002).

Suvartojant vis daugiau gamtos išteklių, spartėjant urbanizacijai, ūmėjant konkurencijai tarp vartotojų ir susidomėjimui sveikatos bei aplinkos apsauga, šiuo metu visame pasaulyje ypač rūpinamasi gyvybiškai svarbia aplinkos dalimi – vandens ištekliais ir jų valdymu. Nuo praėjusio amžiaus paskutiniojo dešimtmečio bet kurios ūkinės veiklos svarbesniu veiksniu tampa vandens išteklių, kaip tausotinų ir saugotinų, tvarkymas bei atskirų ūkio šakų vandens tiekimo programų integravimas į šalies ekonominę ir socialinę politiką. Pastaruoju metu integruotas vandens išteklių valdymas grindžiamas prielaida, jog vanduo yra neatskiriama ekosistemos dalis, gamtos turtas ir socialinė bei ekonominė gėrybė, kurios kiekį ir kokybę nulemia jo vartojimo pobūdis. Sprendžiant vandens išteklių valdymo klausimus ir priimant sprendimus, turi būti parengti, įvertinti ir įgyvendinti veiksmingi, ekonomiškai ir socialiai priimtini, numatytą nacionalinę strategiją atitinkantys projektai bei programos (Stasiškienė ir Dvaronienė 2002).

Vienas iš aktualiausių ir sunkiausių uždavinių yra sukurti tokią teisinę bazę, kuriai veikiant kiekviena šalis, kiekvienas šalies gyventojas siektų sumažinti aplinkos teršimą. Užterštumo mastai didėja, todėl būtinas visa apimantis teršimo kontrolės valdymas įteisinant

mokesčius už aplinkos teršimą ir griežtą poveikio aplinkai vertinimo sistemą, laikantis principo „teršėjas moka“.

Šis principas reiškia, kad visa atsakomybė, taip pat ir materialinė, už taršą ar naudojant gamtos išteklius padarytą žalą aplinkai tenka teršėjams ar vartotojams, t. y. visus socialinius ir ekonominius nuostolius dėl teršimo bei išteklių naudojimo privalo padengti patys teršėjai (vartotojai). Vandens tiekimo ir valymo srityje šis principas artimiausiu metu turi būti visiškai įgyvendintas (Šaulys 2007).

ES aplinkosaugos sferoje dabar galioja daugiau kaip 300 teisinių aktų, direktyvų, nutarimų, normų, rekomendacijų, kurių daugiausia reguliuojami gamtinės aplinkos vandenys. ES vandenų direktyvos esminis reikalavimas – npereiti prie integruotos upių baseinų vadybos (Burneikis *ir kt.* 2002).

Lietuvai atgavus Nepriklausomybę, sparčiai vystėsi teisinis aplinkos apsaugos reglamentavimas. Vandenų apsaugos srityje 1995 m. buvo priimtas žemės gelmių įstatymas (Lietuvos Respublikos žemės gelmių įstatymas, 1995 m., nauja redakcija 2001 m., 2002 m., 2004 m.), reglamentuojantis požeminio vandens išteklių naudojimą bei apsaugą, 1997 metais priimti Vandens (Lietuvos Respublikos vandens įstatymas, 1997 m., nauja redakcija 2003 m.), Jūros aplinkos apsaugos (Lietuvos Respublikos jūros aplinkos apsaugos įstatymas, 1997 m.) bei Aplinkos monitoringo įstatymai (Lietuvos Respublikos aplinkos monitoring įstatymas, 1997 m., nauja redakcija 2004 m.), kuriais padėtas tvirtas pamatas vandenų valdymui. 2001 m. priimtas Geriamojo vandens įstatymas (Lietuvos Respublikos geriamojo vandens įstatymas, 2001 m.) (Bagdžiūnaitė – Litvinaitienė 2005).

Pagrindinės ES direktyvos, tiesiogiai susijusios su šalies vandenimis, yra pateiktos 1.5 lentelėje.

1.5 lentelė. Pagrindinės ES vandenų direktyvos ir atsakingos Lietuvos institucijos (Burneikis *ir kt.* 2002)

Eil. Nr.	Direktyva	Už direktyvos perkėlimą Lietuvoje atsakingos institucijos
1	Bendroji vandenų direktyva (BVD), projektas	Aplinkos ministerija
2	Miestų nuotekų tvarkymo direktyva (MND)	Aplinkos ministerija
3	Nitratų direktyva	Žemės ūkio ministerija, Aplinkos ministerija, Geologijos tarnyba
4	Gėlavandenėms žuvims skirto vandens direktyva	Aplinkos ministerija
5	Geriamojo vandens direktyva	Sveikatos apsaugos ministerija
6	Maudyklų vandens direktyva	Sveikatos apsaugos ministerija
7	Nuotekų dumblo panaudojimo žemės ūkyje direktyva	Žemės ūkio ministerija, Aplinkos ministerija, Geologijos tarnyba
8	Požeminio vandens direktyva	Geologijos tarnyba, Aplinkos ministerija
9	Pavojingų medžiagų išleidimo į vandenį ir 7 su ja susijusios direktyvos	Aplinkos ministerija

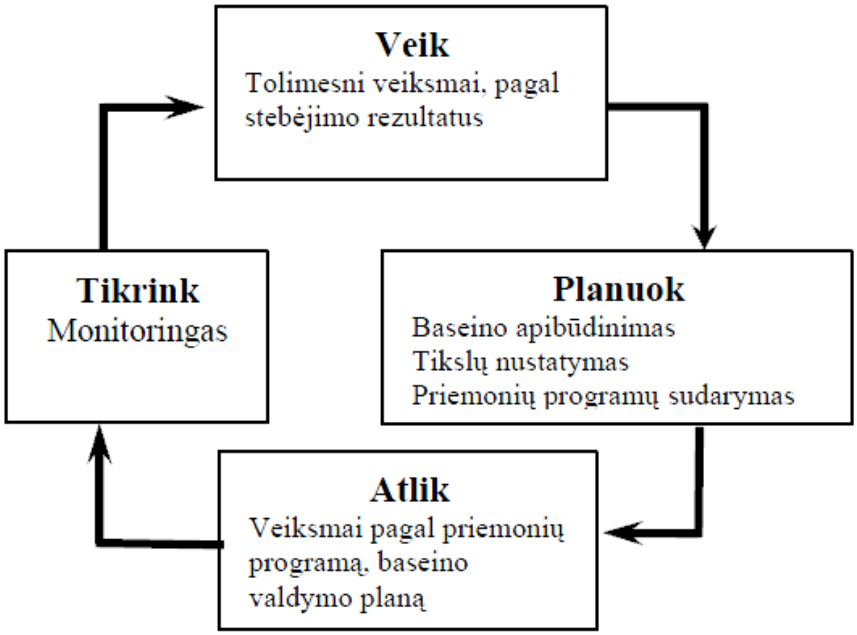
Paviršinių vandenų kokybės apsauga buvo ir tebėra laikoma pagrindiniu Lietuvos vidaus vandenų apsaugos prioritetu. Nors vandenų apsaugos sritis pastaraisiais metais ir sulaukė nemažo dėmesio, tačiau išliko būtinybė didinti investicijas į vandens sektorių bei tobulinti valdymo institucijas ir teisinę sistemą. Tai siejama su Lietuvos vandens sektoriaus teisinės sistemos suderinimu su Europos Sąjungos direktyvų reikalavimais ir praktiniu jų taikymu bei diegimu (Vincevičienė ir Januškevičius 2002).

Lietuva, stodama į Europos Sąjungą, aplinkos apsaugos politiką įsipareigojo suderinti su ES teisiniais reikalavimais (Mikaliūnienė ir Česonienė 2011). 2000 m. ES įsigaliojo bendroji vandens politikos direktyva (BVP, 2000/60/EC), kurioje nustatytos pagrindinės subalansuoto vandens išteklių valdymo gairės. Remiantis šia direktyva, visos ES narės bei šalys, siekiančios tapti ES narėmis, privalo užtikrinti nustatytus vandens išteklių naudojimo bei apsaugos reikalavimus. Be to, labai svarbi integruotos taršos prevencijos ir kontrolės direktyva (ITPK, 96/61EEC), pagal kurios nuostatas subalansuotam vandens išteklių valdymui užtikrinti būtina taikyti integruotas ir pažangias, ekonomiškai veiksmingas taršos prevencijos technologijas (Stasiškienė ir Dvaronienė 2002).

Pagal Bendrąją vandenų politikos direktyvą 2000/60/EB Lietuva įsipareigojo užtikrinti, kad iki 2015 m. visuose vandens telkiniuose būtų pasiekta gera paviršinio ir požeminio vandens ir nuo jų priklausomų sausumos ekosistemų būklė bei apsaugoti nuo būklės blogėjimo (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2005).

Be visų kitų reikalavimų, Bendroji vandens politikos direktyva reikalauja, kad vandens ištekliai būtų valdomi hidrologinio vieneto – upės baseino - principu, nepriklausomai nuo valstybių sienų. Tarpvalstybinis upių baseinų klausimas Lietuvai svarbus ir dėl nacionalinių tikslų, ir dėl ES reikalavimų. Šią problemą sunkina tai, kad visi Lietuvoje esantys baseinai yra tarpvalstybiniai bei ribojasi su visomis keturiomis kaimyninėmis valstybėmis (Latvija, Rusija, Baltarusija ir Lenkija) (Vincevičienė ir Januškevičius 2002).

Upės baseino (pagal Bendrosios vandens politikos direktyvos reikalavimus), kaip ir bet kurios vadybos sistemos, funkcionavimas grindžiamas nuolat pasikartojančiu Demingo ciklu Planuok-Atlik-Tikrink-Veik (PATV) (1.13 pav.).



1.13 pav. Vandens išteklių valdymo sistemos fazes (Jelisejevienė 2002)

Prieš pradedant PATV ciklą, nubrėžiami aplinkos apsaugos tikslai bei jų įgyvendinimo priemonės. Todėl pirmiausia reikalingas informacinis pagrindas - upės apibūdinimas, išryškinantis pagrindines baseino problemas.

Dabartinės vandens išteklių valdymo sistemos skatina ne poaktyvius, o reaktyvius iškilusių problemų sprendimus. Kad tarša būtų sumažinta iki normatyvinės reikšmės, diegiamos aplinkosauginės technologijos, kurios efektyviai nukenksmina jau susidariusią taršą, nesigilinant į tai, kaip būtų galima jos susidarymą maksimaliai sumažinti ar net išvengti. Dėl to aplinkos apsaugos gerinimas įmonės lygmenyje siejamas su didelėmis ir neatsiperkančiomis investicijomis.

Pažangios ir ekonomiškai efektyvios taršos mažinimo priemonės sąlyginai pakeistų brangiai atsieinančius aplinkos apsaugos problemų sprendimus pramonėje, tuo

sušvelnindamos neigiamą pramonininkų požiūrį į aplinkos apsaugą. Pamažu didėtų susidomėjimas vandens išteklių valdymu ne tik įmonės, bet ir viso baseino lygmenyje (Jelisejevienė 2001).

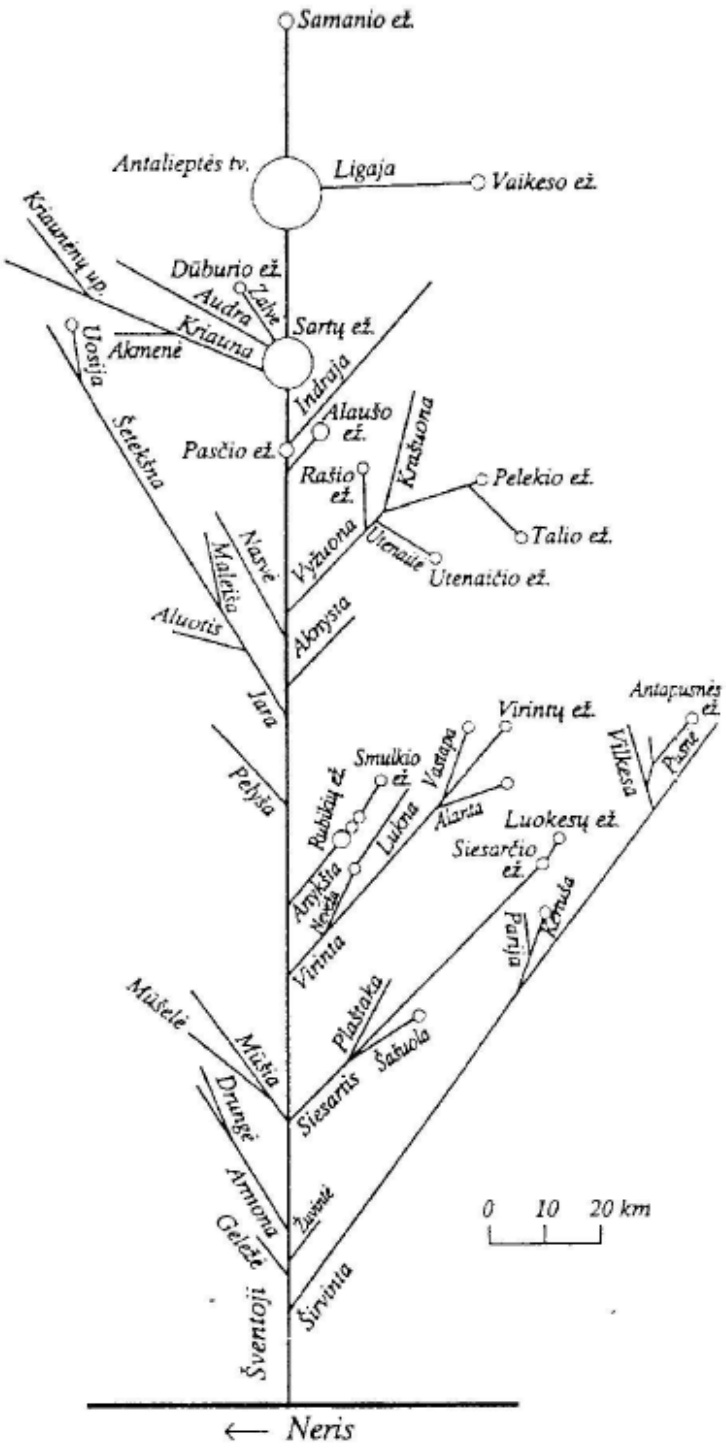
1.7. Pirmojo skyriaus išvados

1. Daugelyje mokslinių straipsnių yra pabrėžta, kad klimato kaita kelia vis didesnį susirūpinimą. Žmogaus ūkinė veikla daro poveikį temperatūros augimui, o tai spartina dumblių „žydėjimą" – vieną iš eutrofikacijos požymių. Per 100 metų Lietuvoje temperatūra pakilo 0,4 – 0,5 ^{o}C. Vandens temperatūros kilimas turi įtakos vandens kokybei ir ekologinės būklės pablogėjimui.
2. Pasklidoji tarša yra vienas pagrindinių veiksnių, kuris daro įtaką biogeninių medžiagų koncentracijai. Į upes patenka dideli kiekiai fosforo ir azoto iš žemės ūkio. Moksliniai tyrimai rodo, kad padidėjusi paviršinių vandens išteklių tarša nitratais priklauso nuo žemės ūkio. Į paviršinius vandens telkinius išleidžiamų nuotekų pagrindinių teršalų kiekiai kasmet mažėja.
3. Daugelyje pasaulio šalių vandens telkiniai kenčia nuo eutrofikacijos problemos. Siekiant sumažinti eutrofikaciją yra taikoma trašų, vandens kontrolė ir vandens valymas.
4. Vandens kokybės upėse valdymo planams sudaryti užsienyje dažniausiai naudojami upių baseino tipo modeliai, tačiau ir Lietuvoje jau išbandyta daug modeliavimo programų. *FYRIS, INCA, SWAT* modeliai yra daugiau skirti azoto taršos balansui analizuoti upių baseinuose.
5. Lietuva įsipareigojo, kad iki 2015 m. visuose vandens telkiniuose būtų pasiekta gera paviršinio ir požeminio vandens ir nuo jų priklausomų sausumos ekosistemų būklė.

2. TYRIMO OBJEKTAS IR METODIKA

2.1. Nagrinėjamos upės apibūdinimas

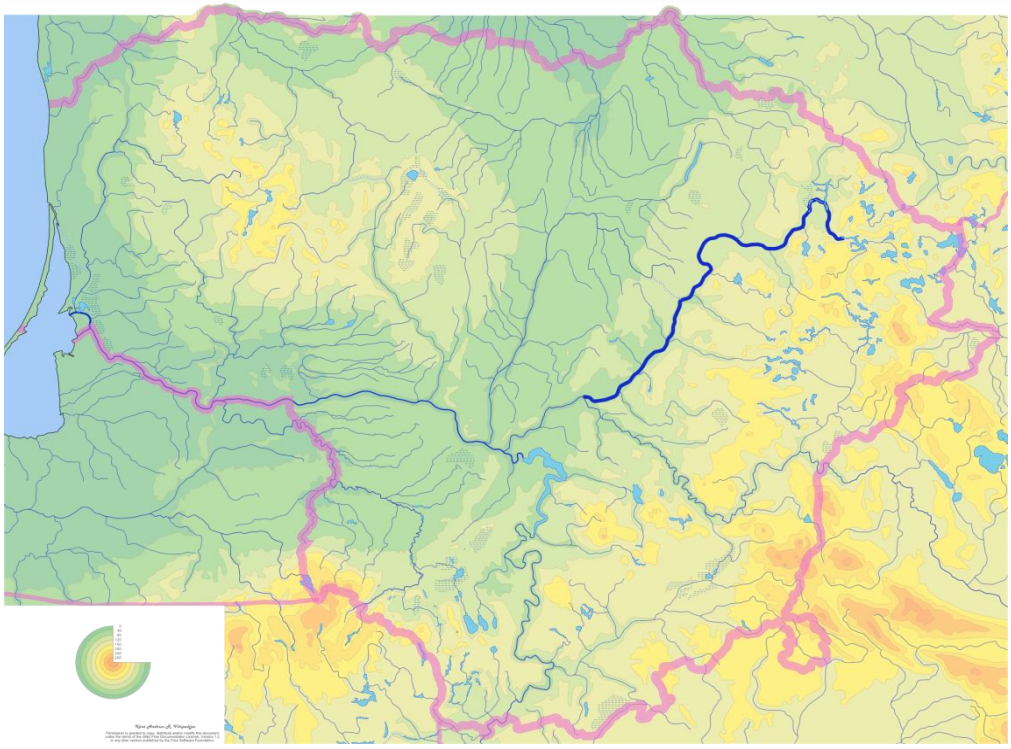
Šventoji yra didžiausias dešinysis Neries intakas (ilgis 246 km), ji išteka iš nedidelio (0,22 km^2) Samanio ežero, kuris telkšo apie 2,5 m šiauriau Dūkšto (2.1 pav.).



2.1 pav. Šventosios baseino hidrografinė schema (Kilkus 1998)

Aukštupyje ji jungia nemažai ežerų. Prateka Dūkšto, Luodžio ir Luodykščio ežerus. Čia jos vaga praplatėja iki 10 metrų. Pratekėjusi keletą ežerų, ji įsilieja į Antalieptės tvenkinį, kuris jungia net 26 ežerus. Žemiau Antalieptės Šventoji, tekėjusi šiaurės vakarų kryptimi, daro posūkį į šiaurę ir įteka į Sartų ežerą. Išsiliejusi iš jo įsilieja į Paščio ežerą. Aukščiau Jonavos įteka į Nerį, atplukdydama 156,6 m^3/s debitą. Nuotėkis per metus joje svyruoja mažiau negu kitose vidurio Lietuvos upėse – tai lemia didelis baseino ežeringumas (aukštupyje 16 %). Per itin aukštus pavasario potvynius (1951 m., 1958 m.) Šventosios debitas žiotyse siekė beveik 800 m^3/s, o sausomis (95 % garantijos) vasaromis minimalus 30 parų debitas esti apie 14 – 15 m^3/s (Pliūraitė 2001).

Šventoji upė taip pat yra ilgiausia, kuri teka vien tik per Lietuvos teritoriją (2.2 pav.). Upės ilgis yra 246 km.



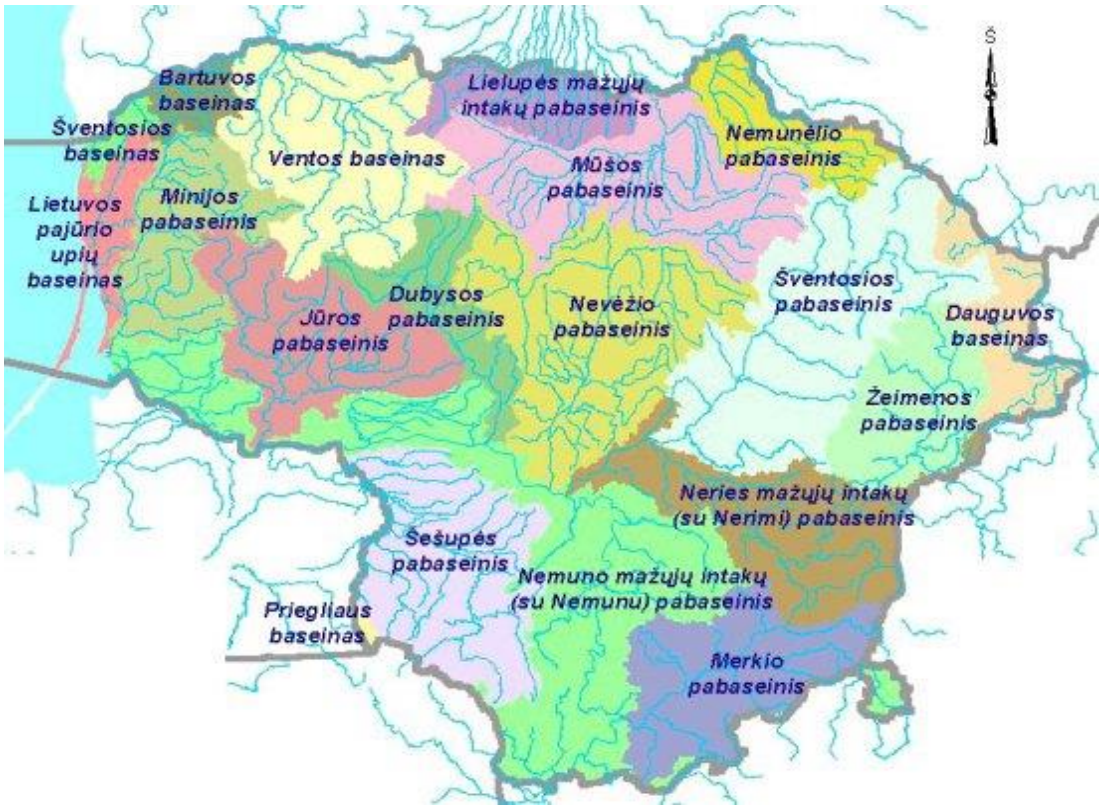
2.2 pav. Šventosios upė Lietuvos žemėlapyje (Šventoji…2011)

Didžiausi upės intakai:

- *kairieji*: Šavaša, Alauša, Bradesa, Vyžuona, Aknysta, Taurožė, Varius, Elmė, Anykšta, Virinta, Siesartis, Žirnaja, Širvinta;
- *dešinieji*: Nasvė, Jara-Šetekšna, Vadaksta, Grieža, Latava, Biebė, Pienia, Mūšia, Dukstyna, Ukmergėlė, Storė, Armona.

Šventosios upės debitas labai nepastovus: potvynio metu per Anykščių miestą prateka iki 400 m³/s vandens, vasarą ir žiemą – tik 2 m³/s, vidutinis metinis debitas svyruoja nuo 17,2 m³/s (2006 m.) iki 39,7 m^3/s (1994 m.). Vidutinis Šventosios debitas 55,1 m^3/s.

Upės baseinu (pagal Bendrąją vandens politikos direktyvą) vadinama ta teritorija, iš kurios paviršinis vanduo upėmis ir ežerais nuteka į jūrą vienos upės žiotimis. Lietuvos teritorijoje išskiriami 7 upių baseinai (Nemuno, Lielupės, Dauguvos, Ventos, Bartuvos, Šventosios, Priegliaus). Mažų, tiesiogiai į Baltijos jūrą ir Kuršių marias įtekančių upelių baseinai yra apjungti į vieną, Lietuvos pajūrio upių baseiną. Baseinus sudaro pabaseiniai (2.3 pav.).



2.3 pav. Lietuvos pabaseiniai (Upių baseinų…2009)

Baseinas driekiasi iš šiaurės rytų į pietvakarius, apimdamas ežeringas Zarasų, Utenos, Molėtų aukštumas (25 % baseino ploto), Svėdasų ir Širvintų plynaukštes (54 %) ir dalį Vidurio Lietuvos žemumos (21 %).

Pabaseinio upių tinklo tankumas 0,81 km/km^2. Šventosios baseine telkšo 658 ežerai (didesni kaip 0,5 ha), iš jų 3 yra didesni kaip 10 km^2 (Sartai, Luodis, Alaušas).

Metinio nuotėkio hidromodulis aukštupyje yra 7 l/s iš km^2, vidurupyje – 7,3-7,4 l/s iš km^2, žemupyje – 8,2 l/s iš km^2 (Šventosios pabaseinis…2009).

Šventosios pabaseinio pagrindinių upių ilgiai ir baseinų plotai (2.1 lentelė).

2.1 lentelė. Šventosios pabaseinio upių ilgiai ir baseinų plotai (Šventosios pabaseinis…2009)

Upė	Vyresnė upė	Ilgis, km		Baseino plotas, km^2	
		Visas	**Lietuvoje**	**Visas**	**Lietuvoje**
Šventoji	Neris	246,0	246,0	6888,8	6888,8
Vyžuona	Šventoji	26,0	26,0	414,7	414,7
Jara – Šetekšna	Šventoji	82,0	82,0	610,5	610,5
Anykšta	Šventoji	13,8	13,8	144,9	144,9
Virinta	Šventoji	59,1	59,1	566,3	566,3
Siesartis	Šventoji	64,1	64,1	615,7	615,7
Mūšia	Šventoji	29,0	29,0	227,3	227,3
Armona	Šventoji	29,6	29,6	218,9	218,9
Širvinta	Šventoji	128,6	128,6	918,1	918,1
Kriauna	Sartų ež. (Šventosios)	50,0	13,1	368,5	280,4

Saugomos teritorijos. Šventosios baseine apstu saugomų teritorijų. Yra trys regioniniai parkai (Gražutės, Sartų ir Anykščių), tiek pat kraštovaizdžio (Alionių, Šešuolėlių ir Šventosios atkarpa žemiau Jaros – Šetekšnos žiočių) ir hidrografinių (Plaštakos, Virintos ir Malkėstaičio) draustinių. Be jų, dar yra daug geomorfologinių, geologinių ir kitų specializuotų draustinių, tarp jų – ichtiologinių.

Dirvožemis ir augalija. Paviršiuje vyrauja vidutinio sunkumo priemoliai (63 % baseino ploto), bet yra ir smėliu bei žvyru dengiamų plotų (27 %). Vyraujantis upės vagos gruntas yra smėlis, žvyras, sraunumose – akmenys. Upėje gausu sraunumų, rėvų, gana daug salų. Visoje atkarpoje upės pakrantėse gausu vandens augalijos (Pliūraitė 2001). Miškingumas 10 %.

Klimatas. Pagal Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos duomenis vidutinis metinis kritulių kiekis 2012 m. Šventosios upėje, ties Anykščiais buvo 870,30 mm, vidutinė metinė temperatūra – 6,5 ^{o}C, vidutinis metinis debitas – 29,6 m^3/s.

Darbe nagrinėjama biogeninių medžiagų koncentracijos ir skendinčiųjų medžiagų kiekiai. Pasirinkta 6 – ios vietos Šventosios upės ruože, Anykščių mieste ir už jo ribų (2.4 pav.).



2.4 pav. Mėginių ėmimo vietos

Pirmasis vandens ėmimo taškas yra už geležinkelio tilto, prieš Anykštos upelio įtekėjimą į Šventosios upę. Šioje vietoje upę supa medžiai, vienoje upės pusėje yra įrengtas paplūdimys, apsuptas medžių.

Antrasis tyrimo taškas – už Anykštos upelio įtekėjimo (2.5 pav.), nutolęs nuo pirmojo 0,04 km atstumu.



2.5 pav. Anykštos upelio įtekėjimas į Šventosios upę

Šis taškas parinktas, kad būtų galima įvertinti upės kokybę įtekėjus upeliui.

Trečiasis tyrimo taškas yra nutolęs nuo antrojo 0,93 km atstumu. Tai yra Anykščių miesto centre, prieš esančią užtvanką.

Ketvirtasis ėmimo taškas yra už užtvankos (2.6 pav.), 0,19 km atstumu nuo trečiojo.



2.6 pav. Mėginių ėmimo taškas už užtvankos

Upę supa pievos ir gyvenamieji namai.

Penktasis taškas parinktas už Anykščių miesto ribų, prieš nuotekų valyklą, o šeštasis už nuotekų valyklos išvalytų nuotekų išleidimo vietos (2.7 pav.).



2.7 pav. Nuotekų valyklos išleidžiamos išvalytos nuotekos

Prie Anykščių nuotekų tinklo yra prijungta apie 85 % miesto gyventojų. Daugiausia, t.y apie 13 % visų miesto nuotekų išleidžia AB „Anykščiu vynas“. Bendras nuotekų kiekis svyruoja nuo 55000 – 62000 tonų.

Taigi 5, 6 taškai parinkti, kad būtų įvertinta ar kinta Šventosios upės kokybė dėl išleidžiamų išvalytų nuotekų.

Šios mėginių paėmimo vietos buvo parinktos tam, kad būtų galima įvertinti biogeninių medžiagų ir skendinčiųjų medžiagų apkrovą.

2.2. Biogeninių ir skendinčių medžiagų tyrimo metodika

Vandens tyrimai atliekami pagal LAND 65-2005 Nitratų kiekio nustatymas spektrometriniu metodu, vartojant sulfosalicilo rūgštį, LAND 39 -2000 Nitrito kiekio nustatymas molekulinės absorbcijos spektrometriniu metodu ir LAND 46 – 2007 Skendinčiųjų medžiagų nustatymas košimo pro stiklo pluošto koštuvą metodas.

2.2.1. Nitratų kiekio nustatymas

Nitratų kiekis nustatomas pagal LR Aplinkos ministro patvirtintą LAND 65-2005. Matavimo intervalas – esant didžiausiam tiriamo mėginio tūriui 25 ml, galima nustatyti nitratų azoto koncentraciją iki ρ_N = 0,2 mg/l.

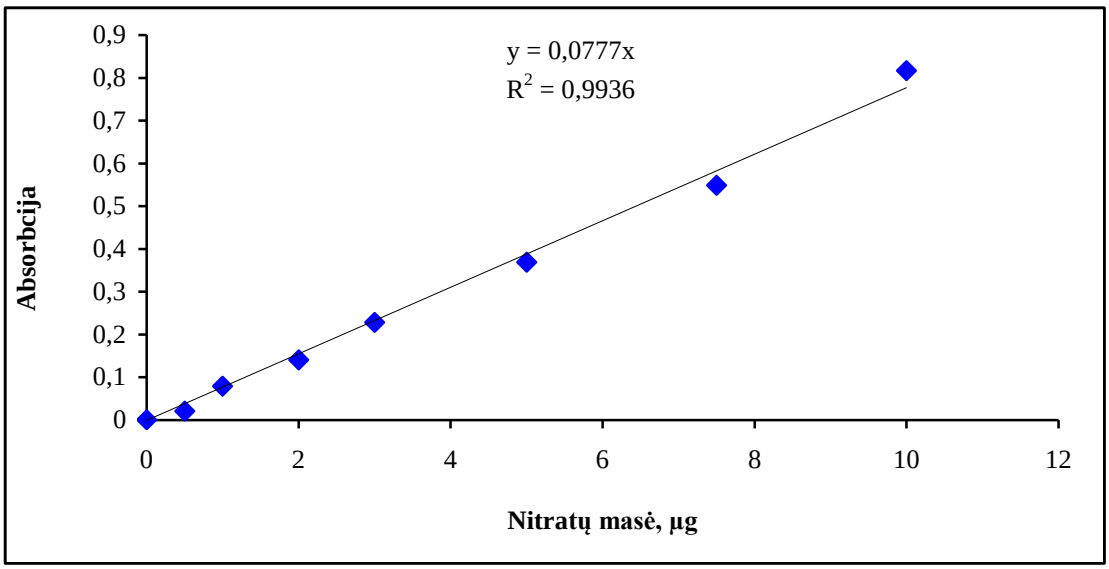
Naudojami reagentai:

- Sieros rūgštis (18 mol/l, ρ=1,84 g/ml);
- Ledinė acto rūgštis (17 mol/l, ρ=1,05 g/ml);
- Šarminis tirpalas (ρ_{NaOH}=200 g/l);
- Natrio azido tirpalas (ρ_{NaN3}=0,5 g/l);
- Natrio salicilato tirpalas ($\rho_{HO\text{-}C6H4\text{-}COONa}$=10 g/l);
- Nitratų pagrindinis standartinis tirpalas (ρ_N=1000 mg/l);
- Nitratų standartinis tirpalas (ρ_N=100 mg/l);
- Nitratų darbinis standartinis tirpalas (ρ_N=1 mg/l).

Kalibravimas: Į garinimo indelius įpilta 1,00; 2,00; 3,00; 4,00; ir 5,00 ml nitratų darbinio standartinio tirpalo. Tai atitinka nitratų kiekį m(N) = 1,00; 2,00; 3,00; 4,00 ir 5,00 μg.

Spalvos išryškinimui įpilta 0,5 ml ± 0,005 ml natrio azido tirpalo ir 0,2 ml ± 0,002 ml acto rūgšties. Po 5 min., mišinį sausai išgarinus vandens vonioje, įpilta 1 ml ± 0,01 ml natrio salicilato tirpalo, gerai sumaišyta ir mišinys sausai išgarintas. Nukelti garinimo indeliai nuo vonios ir atvėsinti iki kambario temperatūros. Įpilta 1 ml ± 0,01 ml sieros rūgšties ir atsargiai maišant ištirpintas sausas likutis. Palaikius mišinį 10 min. įpilta 10 ml ± 0,1 ml analizės vandens ir 10 ml ± 0,1 ml šarminio tirpalo. Mišinys perpiltas į 25 ml kolbutes, kurios pastatytos į termostatinę vandens vonią 25 ^{0}C ± 0,5 ^{0}C temperatūroje ir laikytos 10 min. ± 2 min. Tada kolbutės išimtos ir praskiestos iki žymės vandeniu.

Tuomet išmatuota tirpalo absorbcija, esant 415 nm bangos ilgiui, naudojant 10 mm optinio sluoksnio kiuvetę. Sudaryta kalibracinė kreivė (2.8 pav.).



2.8 pav. Nitratų kalibracinė kreivė

Mėginių analizei į garinimo indelius įpilta 5 ml upės vandens I toliau atlikta tokia pati procedūra kaip kalibravimui. Naudojantis 2.1, 2.2 ir 2.3 formulėmis apskaičiuotos nitratų koncentracijos Šventosios upės mėginiuose.

Nitratų absorbcija A_r apskaičiuojama pagal lygtį:

$$A_r = A_S - A_B \tag{2.1}$$

čia: A_s – tiriamojo mėginio absorbcija;

A_b – tuščiojo mėginio absorbcija.

Iš kalibracinės kreivės surandama absorbcija A_r atitinkanti nitratų masę m (N) mikrogramais. Nitratų masė apskaičiuojama iš tiesės lygties:

$$y = 0{,}0777 \cdot x \tag{2.2}$$

Tuomet nitratų koncentracija mėginyje ρN , miligramais litre, apskaičiuojama pagal lygtį:

$$\frac{m_N}{V}, \tag{2.3}$$

čia: m_N – nitratų masė, µg;

V – tiriamo mėginio tūris, ml.

2.2.2. Nitritų kiekio nustatymas

Nitritų kiekis nustatomas pagal molekulinės absorbcijos spektrometrinį metodą. Esant maksimaliam mėginio tūriui (40 ml), galima nustatyti nitritų koncentraciją (C_N) iki 0,25 mg/l.

Molekulinės absorbcijos spektrometrinis metodas taikomas nitritų kiekiui nustatyti geriamajame, žaliame bei nuotėkų vandenyje. Reaguojant nitritams, esantiems analizuojamame mėginyje, su 4-aminobenzen-sulfonamido reagentu ir veikiant ortofosforo rūgščiai, kai tirpalo pH 1,9, susidaro diazonio druska, kuri su N-(1-naftil)-1,2-diaminoetandihidrochloridu (įeinančiu į 4-aminobenzensulfamido reagentą) sudaro dažiklį, nudažantį tirpalą rožine spalva.

Naudojami reagentai:

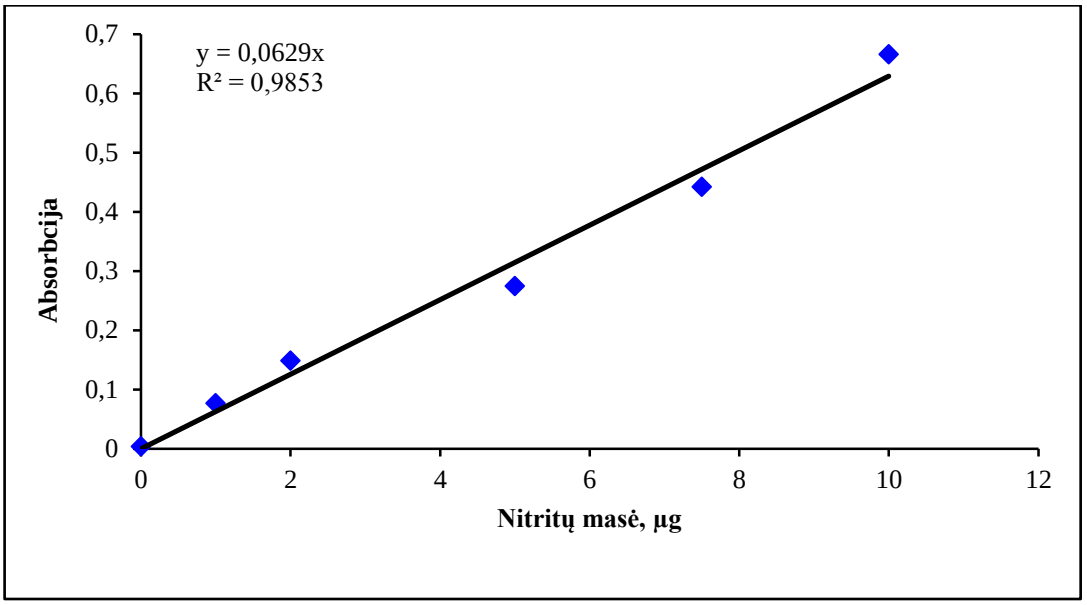
- Ortofosforo rūgštis (15 mol/l, c=1,70 g/ml);
- Ortofosforo rūgštis (1,5 mol/l);
- Spalvotas reagentas;
- Nitrito standartinis tirpalas (C_N=100 mg/l);
- Nitrito standartinis tirpalas (C_N=1,00 mg/l).

Kalibravimas. Į 50 ml matavimo kolbutes įpilta nitrito standartinio tirpalo 0,00; 0,50; 1,00; 1,50; 2,00; 2,50; 5,00; 7,50; 10,00 ml. Mėginys kiekvienoje kolbutėje atskiestas distiliuotu vandeniu iki 40 ml. Tada įpilta 1,00 ml pipete paimto spalvoto reagento. Tirpalai sumaišyti ir praskiesti distiliuotu vandeniu iki žymės. Dar kartą sumaišius tirpalus jie paliekami stovėti ne mažiau kaip 20 min. Išmatuota absorbcija esant 540 nm bangos ilgiui pagal LAND 39 -2000 *JENWAY 6305* spekrofotometru (2.9 pav.).



2.9 pav. Spektrofotometras *JENWAY 6305*

Pagal gautus rezultatus sudaryta nitritų kalibracinė kreivė nubraižant absorbcijos intensyvumo priklausomybę nuo nitritų masės *m(N)*, μ. (2.10 pav.)



2.10 pav. Nitritų kalibracinė kreivė

Analizuojant Šventosios upės mėginius į 50 ml matavimo kolbas įpilta 40 ml tiriamo vandens ir atliekamos tokios pat procedūros kaip kalibruojant. Pagal formules 2.4 ir 2.5 apskaičiuojamos nitritų koncentracijos.

Iš tiesinės lygties apskaičiuojama nitritų masė:

$$y = 0{,}0629 \cdot x \qquad (2.4)$$

čia: y – mėginio absorbcijos intensyvumas;

x – nitritų masė , atitinkanti tikrąją absorbciją, µg.

Tada apskaičiuojama nitritų koncentracija pagal formulę:

$$\frac{m_N}{V}, \qquad (2.5)$$

čia: m_N – nitritų masė, µg;

V – tiriamo mėginio tūris, ml.

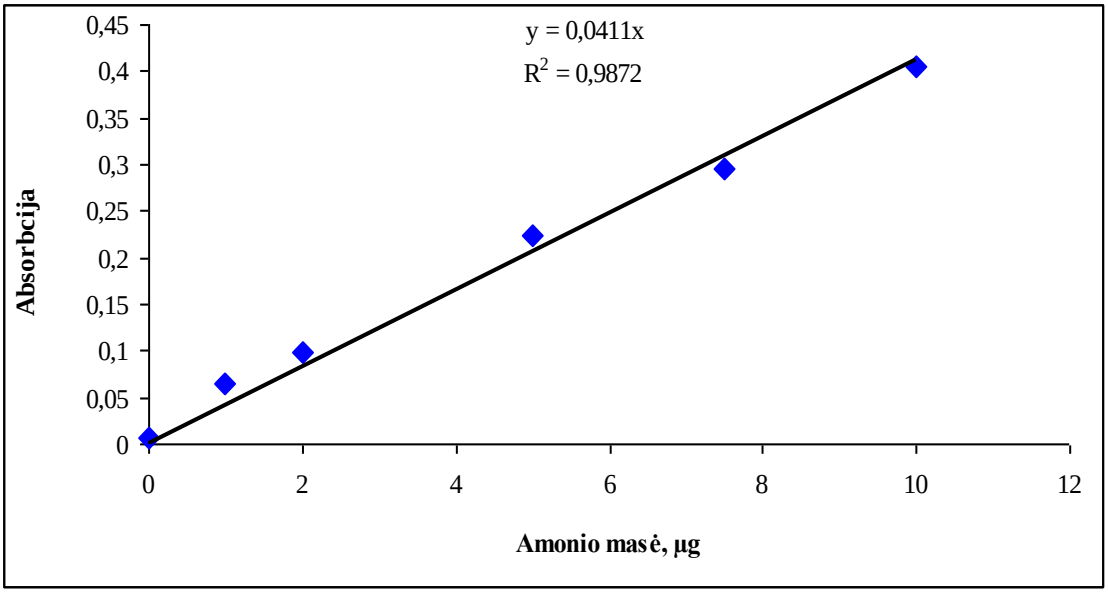
2.2.3 Amonio kiekio nustatymas

Amonis nustatomas kolorimetriniu metodu, naudojant Neslerio reagentą. Neskiedžiant mėginio, galima nustatyti 0,10 – 5,00 mg NH_4-N/l.

Naudojami reagentai:

- Neslerio reagentas;
- Segneto druska;
- Amonio chlorido tirpalas (1 ml tirpalo yra 1 mg NH_4-N);
- Amonio chlorido tirpalas (1 ml tirpalo yra 0,01 mg NH_4-N);

Kalibravimas. Į 50 ml matavimo kolbas supilta 0,0; 1,0; 2,0; 2,5; 7,0 ir 10,0 ml amonio chlorido tirpalo ir praskiesta iki 50 ml. Pagaminta serija standartinių tirpalų, kurių koncentracija yra 0,00; 0,20; 0,40; 1,0; 1,4; 2,0 mg/l. Absorbcija išatuota esant 400 nm bangos ilgiui ir nubraižyta kalibracinė kreivė absorbcijos intensyvumo priklausomybės nuo amonio koncentracijos tirpale (2.11 pav.).



2.11 pav. Amonio kalibracinė kreivė

Mėginio analizei į 50 ml kolbas įpilta 50 ml tiriamo Šventosios upės vandens, 1 ml Segneto druskos. Gerai sumaišius, įpilta pipete paimto 1 ml Neslerio reagento ir vėl sumaišyta. Po 10 min. spektrofotometru išmatuota tirpalų absorbsija. Palyginamuoju tirpalu naudotas distiliuotas vanduo.

Analizuojamo mėginio tikroji absorbcija A_r apskaičiuojama:

$$A_r = A_s - A_b \tag{2.6}$$

čia: A_s – tiriamojo mėginio absorbcija;

A_b – tuščiojo mėginio absorbcija.

Amoniako koncentracija (mg/l):

$$X = \frac{C \cdot 50}{V} \tag{2.7}$$

čia: C – amonio jonų koncentracija pagal kalibracinį grafiką;

V – analizei paimto mėginio tūris, ml.

2.2.4. Skendinčiųjų medžiagų nustatymas

Pagal LAND 46-2007 nustatytas skendinčiųjų medžiagų kiekis Šventosios upėje košimo pro stiklo pluošto koštuvą metodu.

Išdžiovinti 105 ± 2 ^{o}C temperatūroje filtrai įdėti į košimo įrangą (2.12 pav.). Indas su mėginiu suplaktas ir vienu užmoju įpilta 1000 ml analizės vandens į matavimo cilindrą.



2.12 pav. Košimo įranga

Mėginį nukošus išplautas matavimo cilindras ir nuplauti koštuvo kraštai distiliuotu vandeniu. Naudojant košimo vakuume įtaisą *DURAN*, mėginys nukošiamas pro stiklo pluošto filtrą Sartorius Stedim.

Išdžiovintas filtras (105 ± 2)° C temperatūroje buvo pasvertas svarstyklėmis *KERN* ir pagal formulę 2.6 nustatyta sulaikytų ant koštuvo nuosėdų masė. Išdžiovintas filtras prieš košimą ir po košimo pavaizduoti 2.13 paveiksle.



2.13 pav. Filtras prieš košimą ir išdžiovintas po košimo

Skendinčiųjų medžiagų koncentracija apskaičiuojama pagal lygtį:

$$p = \frac{1000 \cdot (b - a)}{V}, \tag{2.6}$$

čia: p – skendinčiųjų medžiagų koncentracija, mg/l;

b – koštuvo masė po filtravimo mg;

a – koštuvo masė pries filtravimą, mg;

V – mėginio tūris, ml.

Tyrimai buvo atliekami Vilniaus Gedimino technikos Aplinkos apsaugos katedros Chemijos laboratorijoje.

2.3. Tyrimo metodika

2.3.1. Eksperimentiniai tyrimai

Tyrimai buvo atliekami 2011 m. gruodžio – 2012 m. gruodžio mėn. Kiekvieną mėnesį buvo paimti mėginiai iš 6 vietų. Mėginiai buvo imami pagal Aplinkos apsaugos agentūros laboratorijos naudojamus standartinius reikalavimus. Vandens mėginiams paimti ir transportuoti naudojami 1,5 litro plastikiniai indai su užsukamais dangteliais.

Paviršinio vandens mėginiai imami prieš srovę, mėginio ėmimo indą prieš tai išskalavus paviršiniu vandeniu. Samteliu mėginiai semiami iš maždaug 0,2 m gylio upių, indas uždaromas iš karto po mėginio paėmimo. Paimti mėginiai buvo transportuojami į Vilniaus Gedimino technikos universiteto laboratoriją. Mėginiai tiriami ne vėliau kaip 24 valandos po jų paėmimo. Laikomi neaukštoje temperatūroje ir saugomi nuo tiesioginių saulės spindulių.

Tyrimų metu išmatuoti šie parametrai:

1) Nitratai;
2) Nitritai;
3) Amonis;
4) Skendinčios medžiagos.

Mineralinį azotą sudaro amonio jonai (NH_4^+), nitritai (NO_2^-), nitratai (NO_3^-). Šie junginiai tarpusavyje glaudžiai susiję, nes panaši jų kilmė, esant tam tikroms sąlygoms lengvai transformuojasi vieni į kitus (Ophardt 2003).

Biogeninių medžiagų koncentracijų kaitą įtakoja daug veiksnių: upių baseinų fizinės-geografinės sąlygos, upių nuotėkio kaita, antropogeninės veiklos intensyvumas (Litvinaitienė 2005).

Upių vandens kokybė vertinama pagal didžiausias leistinas koncentracijas (DLK), atitinkančias žuvininkystei keliamus reikalavimus ir vandens kokybės klasifikaciją. Biogeninių medžiagų (nitritų, nitratų ir amonio jonų) didžiausios leidžiamos koncentracijos (DLK) vandens telkinyje – priimtuve nurodyta 2.2 lentelėje.

2.2 lentelė. Biogeninių medžiagų didžiausios leistinos koncentracijos (DLK)

Medžiagos pavadinimas	DLK, mgN/l
Nitritai (NO2-N)/NO2	0,03
Nitratai (NO3-N)/NO3	2,26
Amonio jonai (NH4-N)/NH4	0,78

Lietuvos upių baseinuose išplaunamo azoto ir fosforo kiekiai nežymiai svyruoja skirtingose teritorijose ir labai dažnai yra nulemti skirtingų priežasčių: Vidurio Lietuvoje – intensyvios žemės ūkio veiklos (Adomaitis *ir kt.*, 2004), o Rytų Lietuvoje – didelio hidromodulio (Gaigalis, Račkauskaitė 2001). Šių medžiagų migracija gali kisti priklausomai nuo metų laiko (Aškinis *ir kt.*, 2001). Žiemą ir pavasarį išplaunama daugiau nei pusė viso azoto, ypač kai nėra augalinės dangos (Tula *ir kt.*, 1997). Lietuvos klimato sąlygomis su būdingu šiltu ir drėgnu rudens laikotarpiu, žalienų irimo metu susidariusio azoto migracija aktyviausia 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, Breland, 1999).

Nitratai yra patvariausi iš visų neorganinių azoto junginių. Vegetacijos periodu vandenyje jų yra tik dešimtosios miligramo dalys arba visai jų nerandama, o žiemą koncentracija gali padidėti iki kelių miligramų viename litre vandens.

Nitritų koncentracija gamtiniame vandenyje dėl jų nepatvarumo yra labai nedidelė. Nitritai yra tarpinė nitrifikacijos proceso grandis. Padidėjusi jų koncentracija vandenyje rodo, kad vandens užterštumas yra didelis, savaiminis apsivalymo procesas sutrikęs, nitrifikacijos procesas nevyksta iki galo. Nitritai yra svarbus gamtinio vandens sanitarinės būklės rodiklis (Šaulys 2007).

Daugiamečių Lietuvos žemdirbystės instituto lizimetrinių tyrimų duomenimis, iš įvairių Lietuvos dirvožemių vidutiniškai per metus išplaunama azoto 29,2–87,7 kg/ha ir apie 1 kg fosforo. Taigi, per metus biogeninių medžiagų kiekis upių vandenyje kinta: daugiausia jų esti rudenį, žiemą ir pavasarį ir mažiausia – vasarą (gegužę – rugsėjį) (Povilaitis 2003; 2004, 2006). Hidrologinio režimo tyrimai rodo, kad didžiausias biogeninių medžiagų eksportas vyksta liūčių metu (Vanni *et al*. 2001). Liūčių bei sniego tirpimo laikotarpiu į upes išplaunami didžiausi azoto kiekiai, mat daugumos upių priekrantės, nesilaikant numatytų reikalavimų yra paverstos dirbamomis žemėmis, todėl teršalai atitekėję su paviršinių nuotėkiu nėra sulaikomi ir patenka tiesiai į upes.

2.4. Antrojo skyriaus išvados

1. Šventosios upės biogeninių medžiagų kitimui įvertinti buvo pasirinkti 6 mėginių ėmimo taškai, reprezentuojantys žmogaus ūkinės veiklos ir natūralių procesų įtaką upės vandens kokybei.

2. Vertinant cheminių rodiklių kaitą pagal sezonus, mėginiai imami vienerių metų laikotarpyje kas mėnesį.
3. Biogeninių azoto junginių įvertinimui tiriamos vandens mėginiuose: nitratų (NO_3^-), nitritų (NO_2^-), amonio (NH_4^+) jonų ir skendinčių medžiagų (*SM*) koncentracijos.
4. Šių junginių nustatymui parinktos standartizuotos metodikos pagal Lietuvos aplinkos normatyvinius dokumentus (LAND).
5. Nitritų, nitratų ir amonio koncentracijos nustatomos matuojama absorbcijas spekrometru *JENWAY 6305*. Skendinčių medžiagų kiekis nustatomas naudojant košimo vakuume įtaisą *DURAN*, mėginys nukošiamas pro stiklo pluošto filtrą Sartorius Stedim.

3. BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ ŠVENTOSIOS UPĖJE TYRIMAI IR ANALIZĖ

3.1. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaita nagrinėjamoje upėje

Ištyrus Šventosios upėje nitratų, nitritų ir amonio kiekius skirtingose vietose ir skirtingais mėnesiais, pastebėta, kad teršalų kiekiai nežymiai skiriasi.

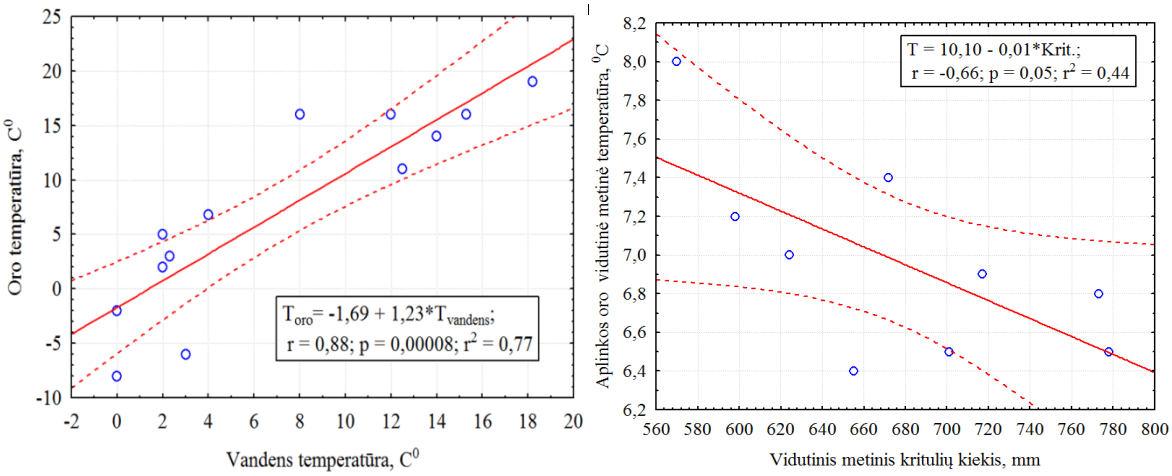
Tyrimai atlikti 2011 m. gruodžio mėn. – 2012 m. gruodžio mėn. Išmatuoti amonio ir nitratų kiekiai neviršija didžiausių leistinų koncentracijų (DLK), o nitrito kiekis viršija DLK vasario, balandžio ir spalio mėnesiais, paskutiniame matavimo taške – už nuotekų valyklos.

Šventosios upės ir aplinkos oro temperatūra Anykščiuose nagrinėjamu laikotarpiu pateikta 3.1 lentelėje.

3.1 lentelė. Oro ir Šventosios upės temperatūros kaita tiriamajame laikotarpyje

Data	Oro temperatūra, ^{0}C	Vandens temperatūra, ^{0}C
2011-12-21	2	2,0
2012-01-30	-8	0,0
2012-02-20	-2	0,0
2012-03-26	3	2,3
2012-04-23	16	8,0
2012-05-20	14	14,0
2011-06-25	16	12,0
2012-07-19	19	18,2
2012-08-27	16	15,3
2012-09-24	11	12,5
2012-10-29	6,8	4,0
2012-11-26	5	2,0
2012-12-27	-6	3,0

Upės vandens temperatūra turi stiprų ryšį su aplinkos oro temperatūra, o taip pat nustatyta statistiškai patikima priklausomybė tarp aplinkos oro temperatūros ir kritulių kiekio (3.1 pav.). Nuo vandens, aplinkos oro temperatūros ir kritulių kiekio priklauso azoto junginių kaita vandenyje, o tai reiškia, kad priklauso nuo sezoniškumo.



3.1 pav. Koreliacinis ryšys tarp vandens ir aplinkos oro temperatūros, kritulių kiekio ir aplinkos temperatūros

Aplinkos oro ir vandens temperatūrų koreliacijos koeficientas *r*=0,88, patikimumas (p) labai didelis 0,00008 (<0,05). Didėjant aplinkos temperatūrai didėja ir vandens temperatūra. Aplinkos oro temperatūros ir kritulių kiekio koreliacijos koeficientas yra neigiamas ir lygus (-0,66), tai reiškia, kad kuo didesnė aplinkos oro temperatūra, tai tuo mažesnis kritulių kiekis ir atvirkščiai.

Paviršinių vandens telkinių ekologinė būklė vertinama pagal fizikinius – cheminius (nitratinį azotą NO_3-N, amonio azotą NH_4-N, bendrąjį azotą N_b, fosfatinį fosforą PO_4-P, bendrąjį fosforą P_b, biocheminį deguonies suvartojimą per 7 dienas BDS_7 ir ištirpusio deguonies kiekį vandenyje O_2), hidromorfologinius ir biologinius kokybės elementus.

Vertinant Šventosios upės ekologinę būklę pagal fizikinius – cheminius elementus (NO_3-N ir NH_4-N) (3.2 lentelė) upė atitinka labai geros ekologinės būklės klasę.

3.2 lentelė. Upių ekologinės būklės klasės pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų NO_3-N ir NH_4-N rodiklius (Lietuvos Respublikos…2010)

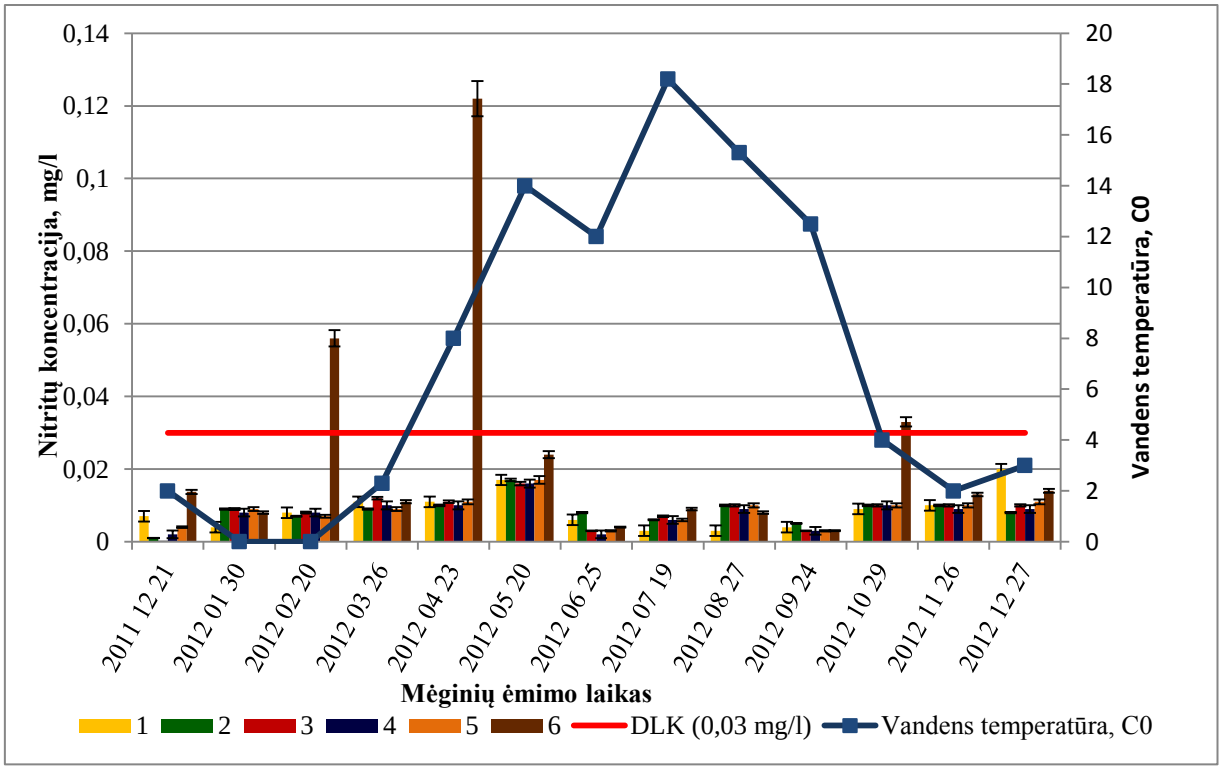
Kokybės elementas	Rodiklis	Upių ekologinės būklės klasių kriterijai pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklių vertes				
		Labai gera	Gera	Vidutinė	Bloga	Labai bloga
Maistingosios medžiagos	NO_3-N,	<1,30	1,30–2,30	2,31–4,50	4,51–10,00	>10,00
	NH_4-N,	<0,10	0,10–0,20	0,21–0,60	0,61–1,50	>1,50

Nitratinis azotas nagrinėjamu laikotarpiu NO_3-N Šventosios upėje neviršijo 1,30 mg/l, taip pat ir amonio azotas NH_4-N neviršijo 0,10 mg/l.

3.1.1. Nitritų kiekio kaita

Nitritų koncentracija vandens telkiniuose dėl jų nepatvarumo yra labai nedidelė. Nitritai yra tarpinė nitrifikacijos proceso grandis. Todėl padidėjusi jų koncentracija rodo, kad vandens užterštumas azoto judėjimas yra didelis (Inovatyvūs mokymosi...2004).

Nitritų koncentracijų kaita Šventosios upėje 2011 m. gruodžio – 2012 m. gruodžio mėn. pateikta 3.2 paveiksle.



3.2 pav. Nitritinio azoto koncentracijos nagrinėjamos upės dalyje 2011–2012 m. gruodžio mėn.

Nitritų koncentracijos svyruoja nuo 0,001 mg/l iki 0,122 mg/l. DLK (0,03 mg/l) viršija 2012 m. vasario (0,056 mg/l), balandžio (0,122 mg/l) ir spalio (0,033 mg/l) mėnesiais ir tik už nuotekų valyklos.

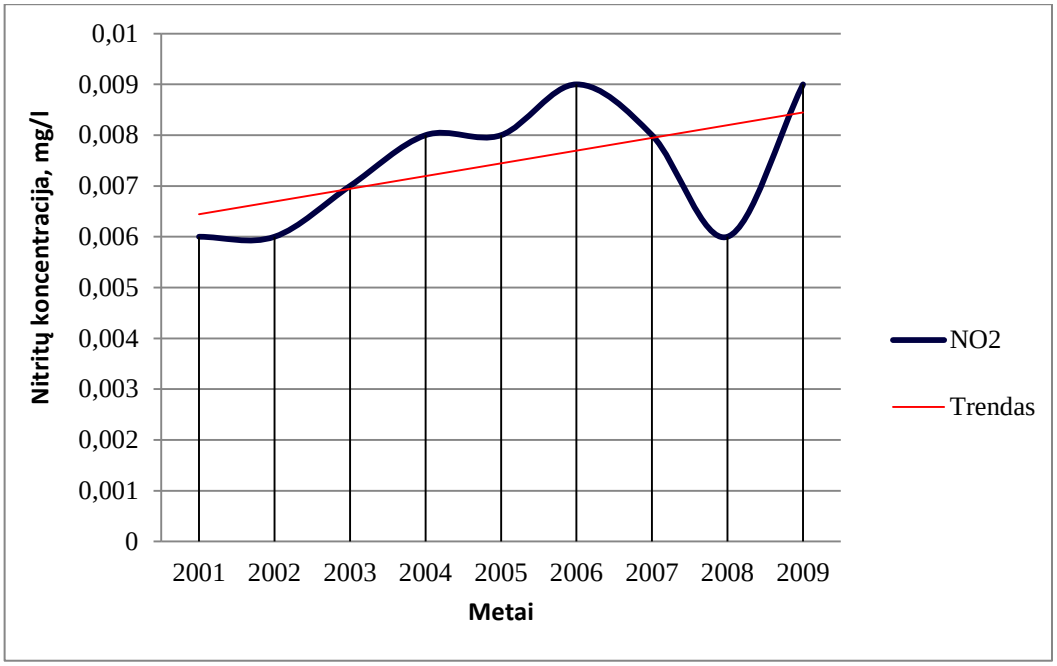
2011 m. gruodžio – 2012 m. gegužės mėn išmatuotos nitritų ir amonio koncentracijos turi vidutinišką ryšį (koreliacijos koeficientas yra 0,5). Koncentracijos turi panašią kitimo tendenciją.

Visose mėginių ėmimo vietose didžiausi kiekiai nitritų buvo nustatyti gegužės mėn. Vandens „žydėjimas" pavasarį suintensyvėja, nes titnagdumbliai dominuoja pavasarį, o melsvabakterės vasarą. Dėl jų sumažėja deguonies ir ima dūsti žuvys. Taigi pavasarį fitoplanktono koncentracijos staigiai padidėja po ledonešio, balandžio mėn., vandeniui įšilus iki 5-7°C.

Nors eutrofikacijos procesas vyksta gamtoje natūraliai, tačiau labai prie to prisideda žmogaus veikla. Pavasarį ir vasarą randami nemaži kiekiai azoto dirvožemio sluoksniuose, kurio nemaža dalis išplaunama į paviršinius vandenis.

3.1 paveiksle matyti, kad nitritų kiekis viršija DLK 6 – ame vandens ėmimo taške, t.y už nuotekų valyklos. Nuotekų valyklose išvalytose nuotekose, kurios išleidžiamos į vandens telkinį nitritų kiekis neturėtų viršyti 0,03 mg/l.

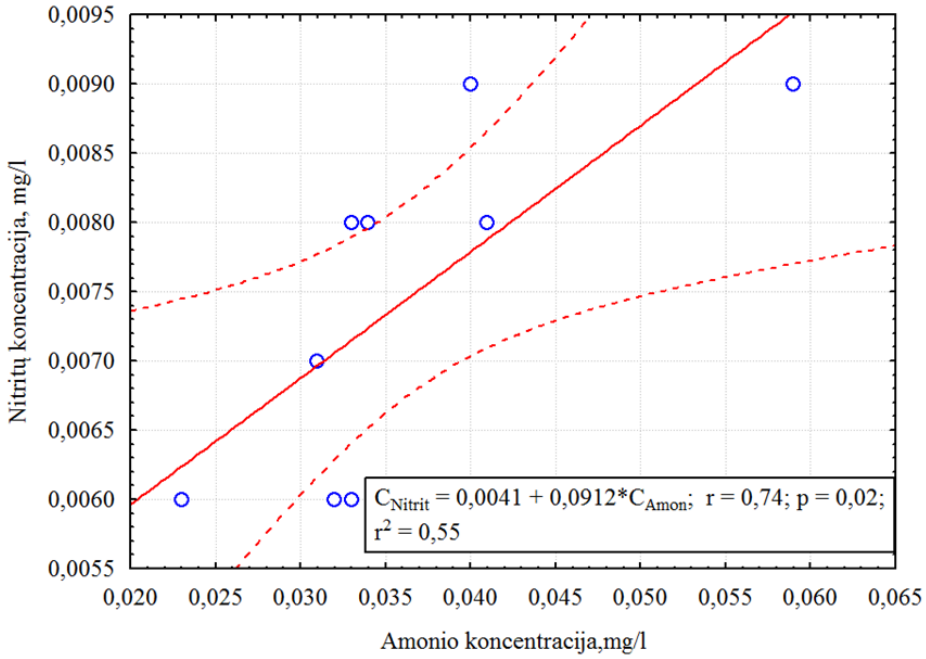
Palyginimui su gautais rezultatais 3.3 paveiksle pavaizduota pagal Aplinkos apsaugos agentūros duomenis nitritų koncentracijos 2001–2009 m. Šventosios upėje žemiau Anykščių.



3.3 pav. Nitritų koncentracijos 2001 – 2009 m. Šventosios upėje

Iš grafiko matyti, kad nitritų koncentracijos turi tendenciją didėti ir svyruoja nuo 0,006 mg/l (2001 m., 2002 m., 2008 m.) iki 0,009 mg/l (2006 m. ir 2009 m.). 2006 m. išleistų į paviršinius vandenis nitritų kiekis buvo 0,176 t/m, o 2002 m. beveik dvigubai mažiau – 0,095 t/m, 2008 m. – 0,054 t/m.

Tarp nitritinio azoto koncentracijos ir amonio azoto koncentracijos 2001 – 2009 m. nustatytas stiprus teigiamas ryšys (3.4 pav.).



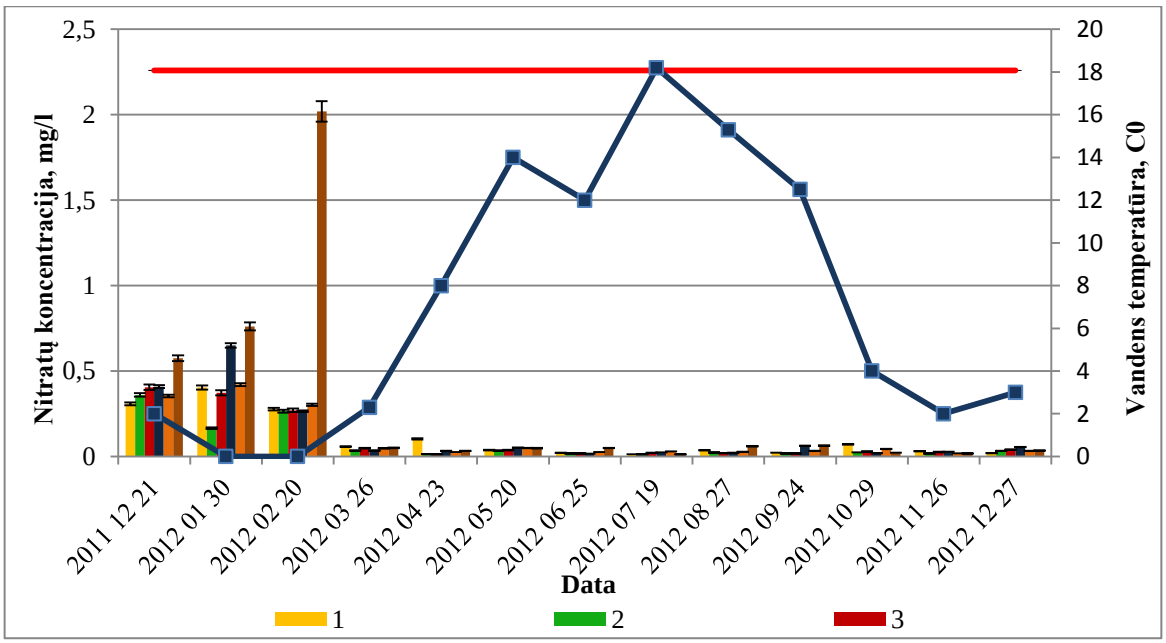
3.4 pav. Nitritinio azoto ir amonio azoto koncentracijų koreliacinis ryšys

Naudojantis programa *STATISTIKA* gautas teigiamas koreliacinis koeficientas, kuris lygus 0,74, patikimumas p = 0,02. Taigi gauta statistiškai patikima tiesinė priklausomybė tarp nitritų ir amonio koncentracijų. Pagal 2001-2009 m. mažiausios nitritų ir amonio koncentracijos Šventosios upėje buvo 2002 m., o didžiausios 2006 m.

3.1.2. Nitratų kiekio kaita

Nitratai yra patvariausi iš visų neorganinių azoto junginių. Vegetacijos periodu vandenyje jų yra tik dešimtosios miligramo dalys, arba visai nerandama, o žiemą koncentracija gali padidėti iki kelių miligramų viename vandens litre (Litvinaitienė 2005). Mokslininkai yra atlikę tyrimus ir nustatė, kad Rytų Lietuvoje žiemą yra daugiausiai išplaunama nitratų iš lengvos granuliometrinės sudėties dirvožemių. Apie 90-98 % azoto iš dirvožemio išplaunama nitratų formos. Be to, dalis nitratų virsta kenksmingais nitritais (NO_2^-) (Adomaitis *ir kt.* 2004).

Nitratinio azoto koncentracijų kaita pateikta 3.5 paveiksle.

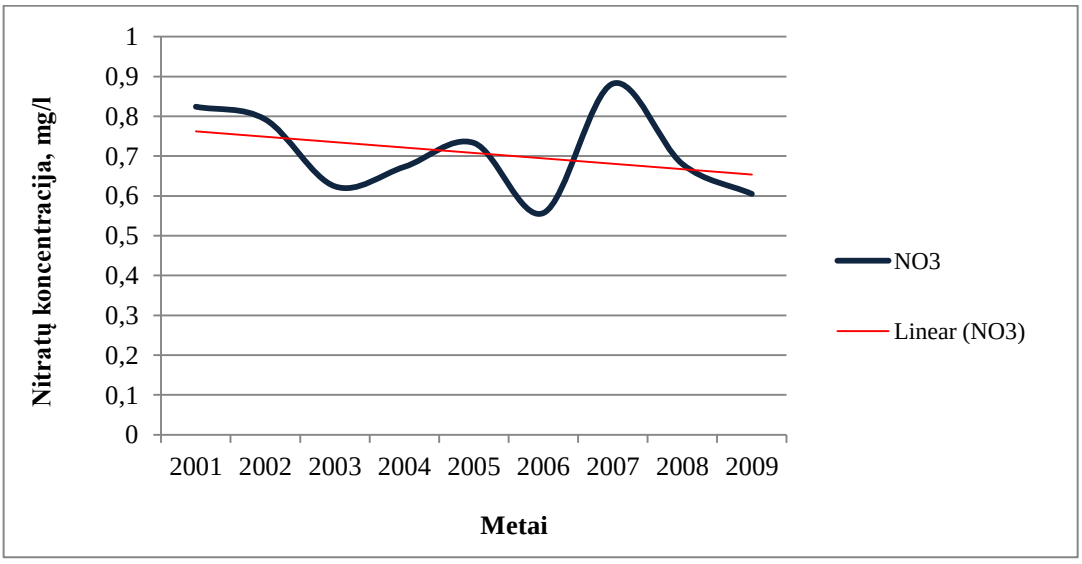


3.5 pav. Nitratinio azoto koncentracijos Šventosios upės dalyje 2011– 2012 m. gruodžio mėn.

Nitratų koncentracijos nagrinėjamoje Šventosios upės dalyje neviršija DLK – 2,26 mg/l, svyruoja tarp 0,012 mg/l – 1,519 mg/l. Didžiausios koncentracijos buvo žiemos sezonu, 2011 m. gruodžio, 2012 m. sausio ir vasario mėn. Šiuo laikotarpiu buvo vykdoma nuotekų valyklos rekonstrukcijos ir tai galejo taip pat įtakoti azoto junginių koncentracijų padidėjimą.

3.5 paveiksle matyti, kad 6 – ame taške, už nuotekų valyklos dažniauisiai yra didesni nitratinio azoto kiekiai nei kituose vandens ėmimo taškuose. Nuotekų valyklose išvalytose nuotekose, kurios yra išleidžiamos į vandens telkinius neturi viršyti 2,26 mg/ l.

Aplinkos apsaugos agentūros duomenys pateikti 3.6 paveiksle.

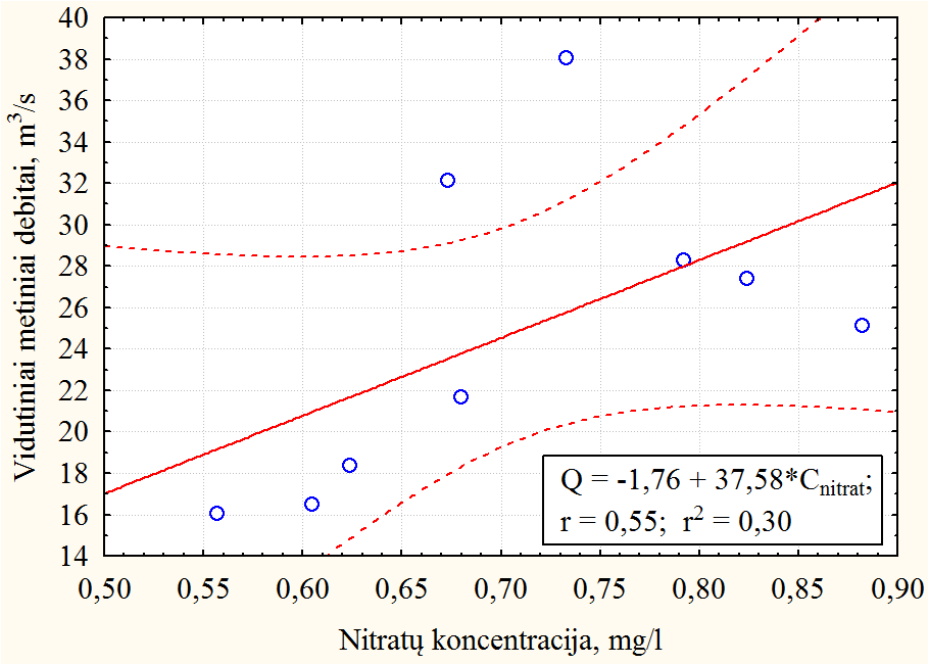


3.6 pav. Nitratų koncentracija Šventosios upėje, žemiau Anykščių

Nitratų koncentracijos Šventosios upėje, žemiau Anykščių svyruoja nuo 0,557 mg/l (2006 m.) iki 0,882 mg/l (2007 m.), taigi matyti, kad turi tendenciją mažėti. 2007 m. buvo didžiausi kiekiai nitratų, o 2006 m. ir 2009 m. mažiausi. 2007 m. ūkio ir buitinių nuotekų buvo išleista 1021,80 m^3, o 2006 m. ir 2009 m. – 968,20 m^3 ir 922,60 m^3.

Nustatant azoto junginių koncentracijų tarpusavio priklausomybę ir nuo įvairių veiksnių (temperatūros, debitų, kritulių) yra skaičiuojami koreliacijos koeficientai. Pagal teigiamas ir neigiamas koreliacijos koeficiento reikšmes galima nustatyti azoto junginių didėjimą ar mažėjimą priklausomai nuo atitinkamų veiksnių.

Nitratinio azoto koncentracijos turi vidutinį ryšį su vandens debitais (3.7 pav.).



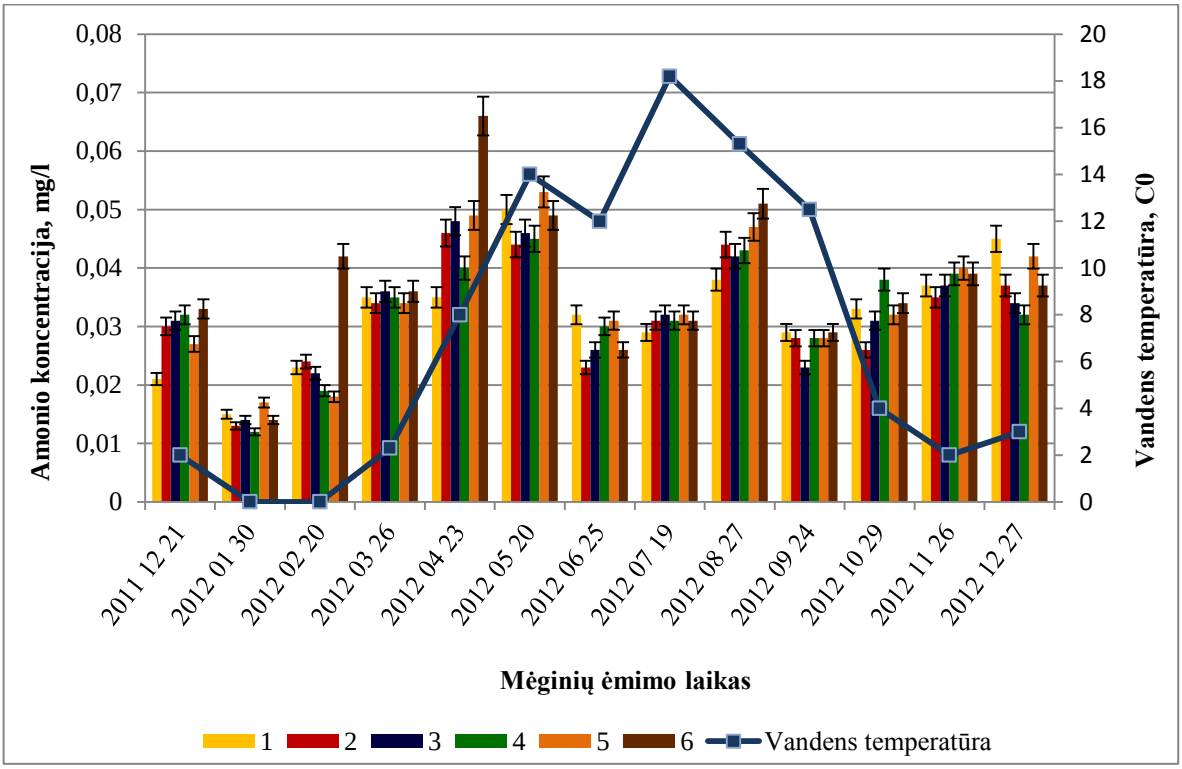
3.7 pav. Nitratų ir vidutinių metinių debitų koreliacinis ryšys

2001 – 2009 m. koreliacijos koeficientas *r* = 0,55, tai reiškia, kad nitratų koncentracija didėja priklausomai nuo debitų. Mažiausia nitratų koncentracija ir vandens debitas buvo 2006 m. ir siekė atitinkamai 0,557 mg/l ir 16,07 m^3/s.

3.1.3. Amonio kiekio kaita

Amonio jonų koncentracija sumažėja vasarą, nes vandens augalija vegetaciniu periodu juos intensyviai asimiliuoja. Rudenį ir žiemą jų koncentracija vandenyje padidėja, irstant per vasarą susikaupusioms organinėms medžiagoms (Litvinaitienė 2005).

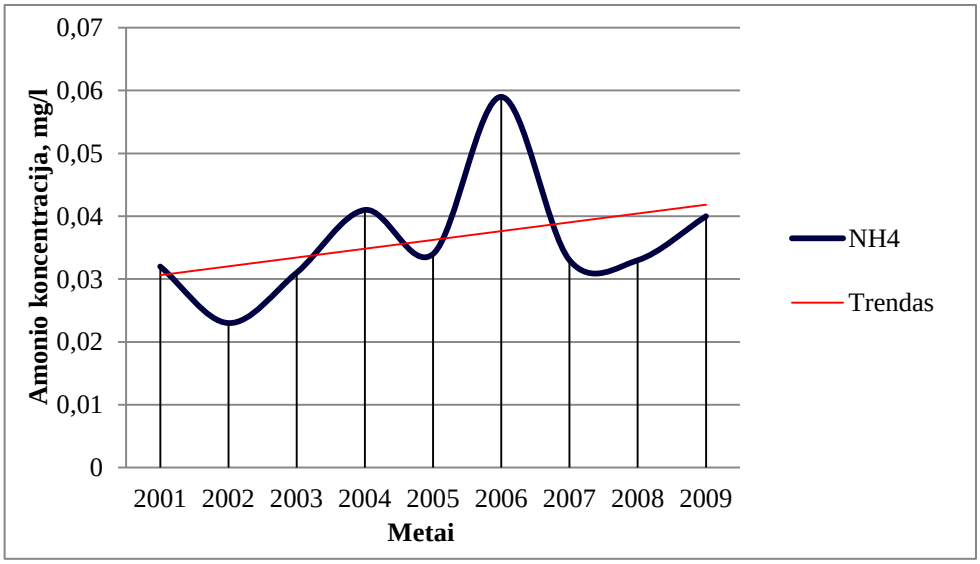
Amonio koncentracijos Šventosios upėje, nagrinėjamose vietose 2011 m. gruodžio – 2012 m. gruodžio mėn. svyruoja nuo 0,012 mg/l iki 0,066 mg/l (3.8 pav.).



3.8 pav. Amonio koncentracijos Šventosios upės dalyje 2011– 2012 m. gruodžio mėn.

Amonio jonų DLK yra 0,78 mg/l. Nagrinėjamoje Šventosios upės dalyje amonio koncentracijos neviršija DLK. Šventosios upėje yra nedidelis kiekis amonio, didžiausi kiekiai buvo balandžio (0,066 mg/l) ir gegužės mėn. Mažiausios koncentracijos išmatuotos sausio mėn (0,012 mg/l).

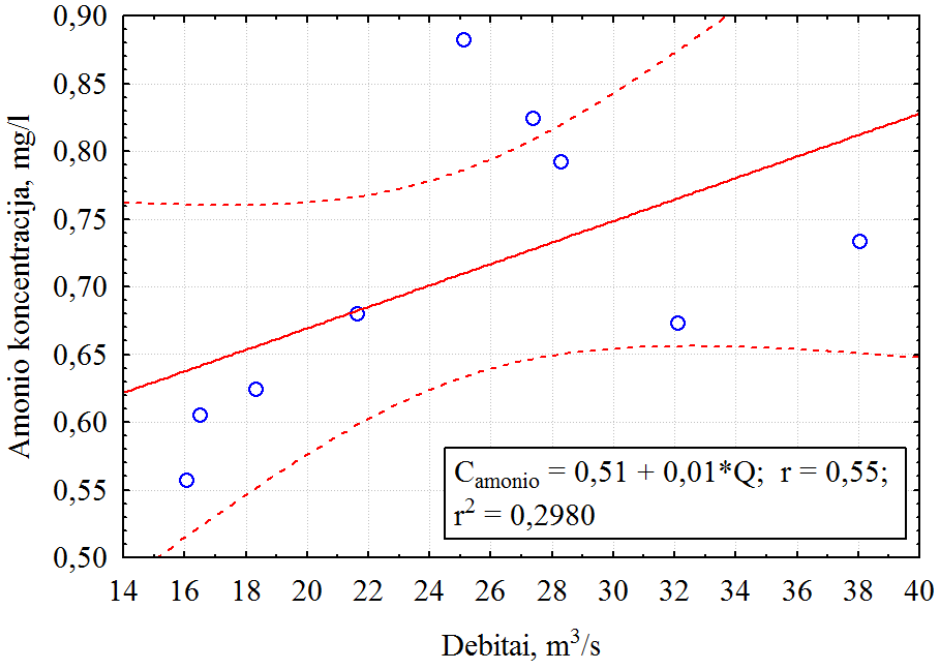
Pagal Aplinkos apsaugos agentūros duomenis 2001–2009 m. Šventosios upės amonio koncentracijos žemiau Anykščių pateiktos 3.9 paveiksle.



3.9 pav. Amonio koncentracijos kaita 2001 – 2009 m. Šventosios upėje, žemiau Anykščių

Amonio koncentracijos svyruoja nuo 0,023 mg/l iki 0,059 mg/l. 2006 m. buvo didžiausia koncentracija, o 2002 m. mažiausia.

Amonio azoto koncentracijų su vandens debitais koreliacijos koeficientas yra (-0,5), tai reiškia amonio koncentracijos mažėjimą debitų atžvilgiu. (3.9 pav.)

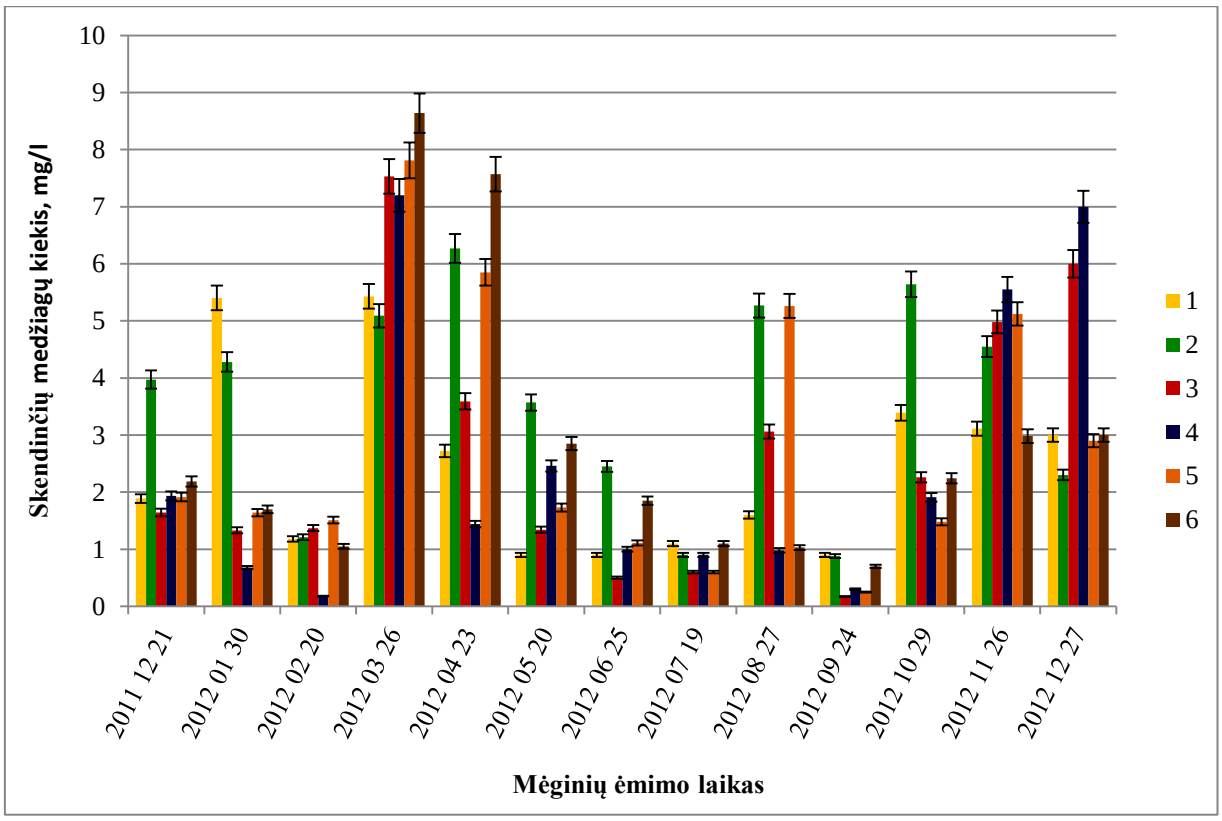


3.9 pav. Amonio koncentracijos ir vidutinių debitų Šventosios upėje koreliacinis ryšys

2002 m. vidutinis metinis debitas buvo 28,29 m^3/s, o koncentracija 0,023 mg/l, 2006 m. pagal Aplinkos apsaugos agentūros duomenis buvo dižiausia amonio koncentracija (0,059 mg/l), kai debitas buvo 16,07 m^3/s.

3.2. Skendinčių medžiagų kiekio kaita nagrinėjamoje upėje

3.10 paveiksle pavaizduota skendinčių medžiagų kiekiai vandens ėmimo taškuose kiekvieną mėnesį nuo 2011 m. gruodžio mėn. iki 2012 m. gruodžio mėn.

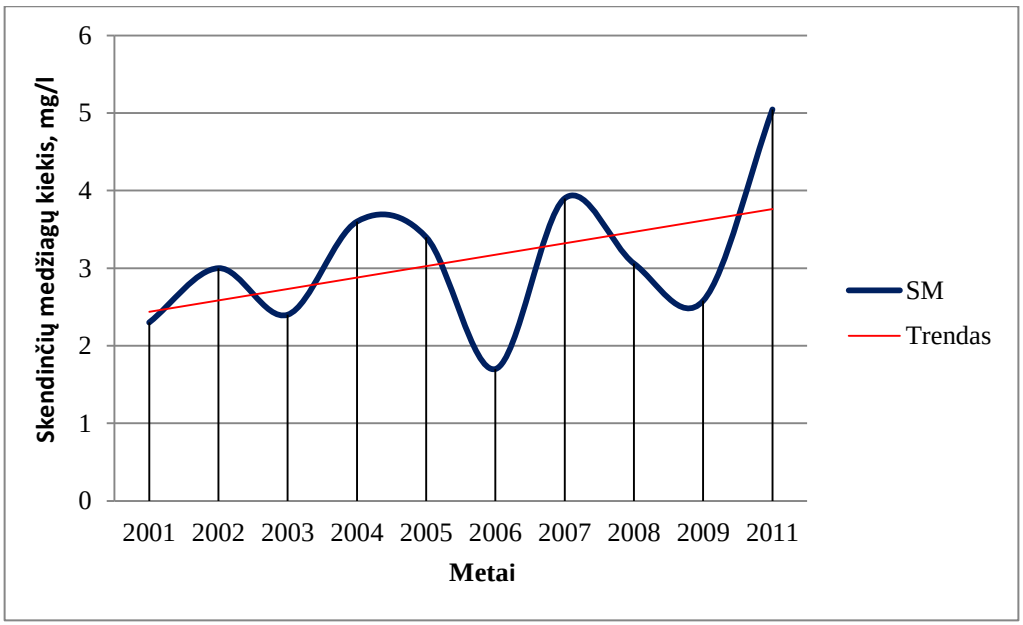


3.10 pav. Skendinčių medžiagų kiekis nagrinėjamoje Šventosios upės dalyje 2011– 2012 m. gruodžio mėn.

3.10 paveiksle matyti, kad skendinčių medžiagų kiekiai Šventosios upės nagrinėjamoje dalyje svyruoja nuo 0,18 mg/l iki 8,53 mg/l. Didžiausi kiekiai buvo kovo, balandžio ir gruodžio mėn. Balandžio mėnesį prieš imant mėginius gausiai lijo kelias dienas, o dėl gausesnio lietaus padidėja skendinčių medžiagų kiekiai. Pagal Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos duomenis 2012 m. didžiausi debitai Šventosios upėje, Anykščiuose buvo kovo (43,8 m^3/s), balandžio (45,6 m^3/s) , gruodžio (43,3 m^3/s) mėn. Atitinkamai šiais mėnesiais buvo išmatuota didžiausi skendinčių medžiagų kiekiai Šventosios upėje. Mažiausi debitai 2012 m. buvo rugsėjo (19,9 m^3/s), liepos (21,0 m^3/s), vasario (23,6 m^3/s) mėn. ir atitinkamai skendinčių medžiagų kiekiai buvo mažiausi.

2 – ajame taške buvo nustatyti didesni skendinčių medžiagų kiekiai nei 1 – ajame, o tai rodo, kad Anykštos upelis daro įtaką Šventosios upei. Už komunalinių nuotekų valyklos taip pat yra didesni kiekiai nei prieš valyklą. Didžiausias skendinčių medžiagų kiekis buvo balandžio mėn. (0,038 mg/l) už nuotekų valyklos 6 –ajame taške. Nuotekų valyklose išvalytose nuotekose, kurios išleidžiamos į vandens telkinius, didžiausia momentinė koncentracija neturi viršyti 50 mg/l.

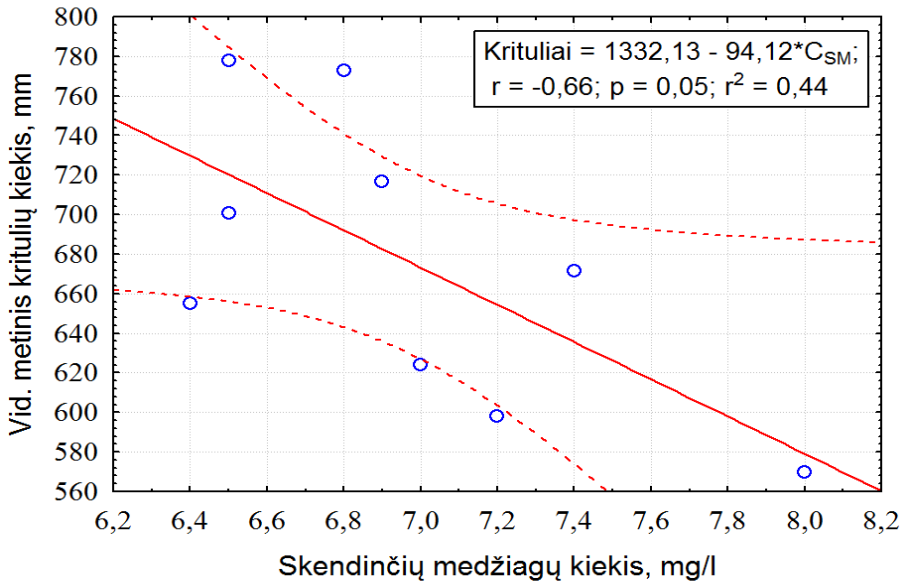
3.11 paveiksle pateikta grafikas sudarytas pagal Aplinkos apsaugos agentūros duomenis. Jame pavaizduota kaip kito skendinčių medžiagų kiekis Šventosios upėje, žemiau Anykščių 2001–2009 m.



3.11 pav. Skendinčių medžiagų kiekis Šventosios upėje 2001–2011 m.

Skendinčių medžiagų kiekis Šventosios upėje, žemiau Anykščių svyruoja nuo 1,7 mg/l iki 3,9 mg/l. Daugiausiai skendinčių medžiagų buvo 2007 m. Matyti, kad skendinčių medžiagų kiekis turi tendenciją didėti. 2006 m. Šventosios upėje buvo mažiausias kiekis kritulių – 624 mm, vandens debitas – 17, 2 m^3/s, o taip pat skendinčių medžiagų buvo mažiausiai – 1,7 mg/l.

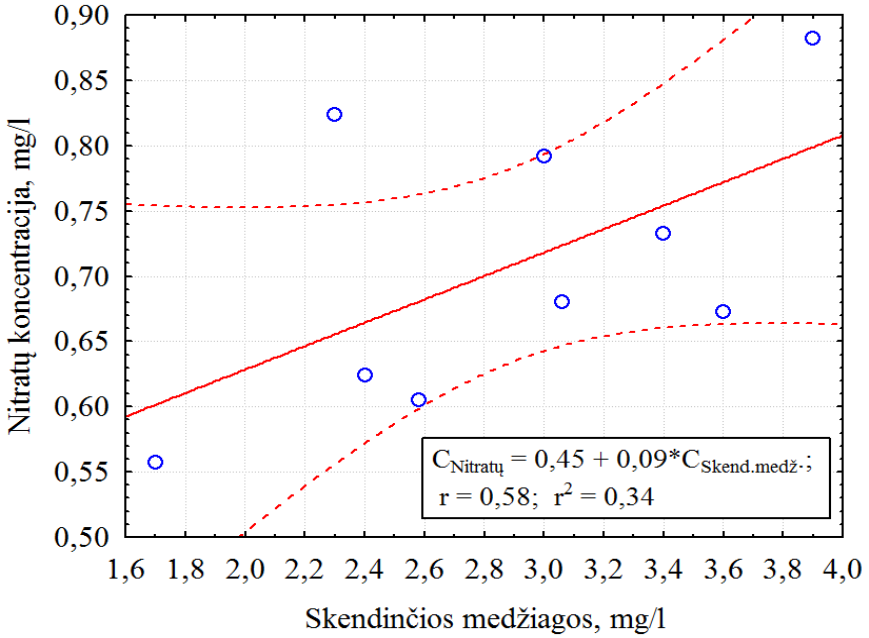
Skendinčių medžiagų kiekis priklauso ne tik nuo debitų, bet turi stiprų ryšį ir su krituliais (koreliacijos koeficientas yra -0,66). Koreliacinis ryšys tarp Šventosios upės debitų ir skendinčių medžiagų kiekios upėje pavaizduotas 3.12 paveiksle.



3.12 pav. Skendinčių medžiagų kiekio ir kritulių koreliacinis ryšys

Kuo daugiau kritulių iškrenta, tuo didesnis vandens drumstumas, daugiau skendinčių medžiagų upėje.

Palyginus nitratinio azoto ir skendinčių medžiagų kiekius Šventosios upėje, nustatyta vidutinė, statistiškai patikima ($p<0,05$) tiesinė priklausomybė (3.13 pav.).



3.13 pav. Skendinčių medžiagų ir nitratų koncentracijos priklausomybė

Apskaičiuotas teigiamas koreliacinis koeficientas, kuris yra 0,58, tai reiškia, kad Šventosios upėje skendinčių medžiagų ir nitratų koncentracijos kinta panašia tendencija.

3.3. Trečiojo skyriaus išvados

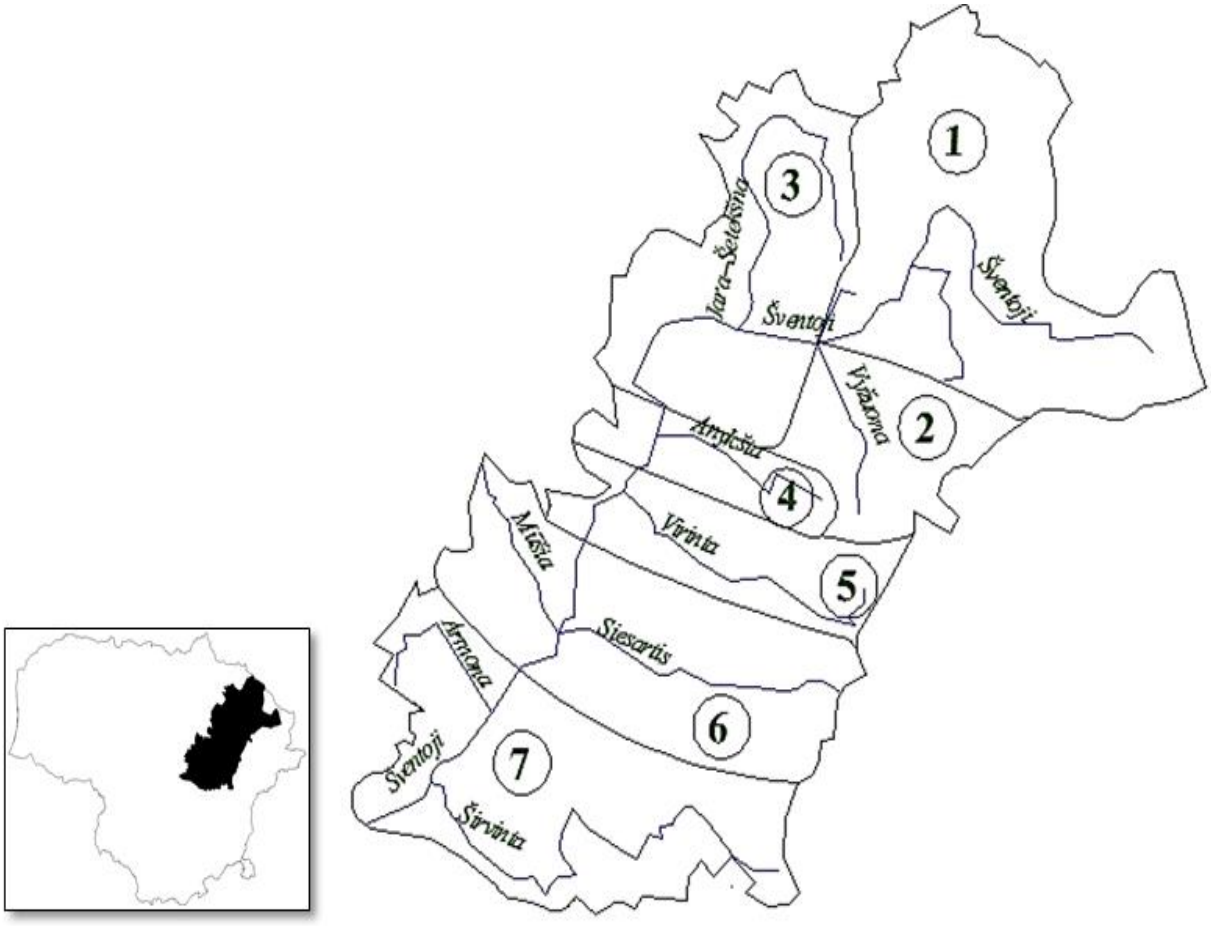
1. Nitritų koncentracijos Šventosios upėje, nagrinėjamoje dalyje svyruoja nuo 0,001 mg/l iki 0,122 mg/l ir viršija DLK (0,03 mg/l) tik 2012 m. vasario (0,056 mg/l), balandžio (0,122 mg/l) ir spalio (0,033 mg/l) mėn. ir tik už nuotekų valyklos. Didžiausios koncentracijos išmatuotos gegužės mėn.
2. Nitritinio azoto koncentracijos ir amonio azoto koncentracijos 2001–2009 m. turi stiprų koreliacinį ryšį ($r = 0,74$).
3. Nitratų koncentracijos nagrinėjamoje Šventosios upės dalyje neviršija DLK – 2,26 mg/l, svyruoja tarp 0,012 mg/l – 1,519 mg/l. Didžiausios koncentracijos buvo žiemos sezonu.
4. Nitratų koncentracijos priklauso nuo vandens debitų. 2001–2009 m. mažiausia koncentracija ir debitas Šventosios upėje buvo 2006 m.

5. Amonio koncentracijos Šventosios upėje, nagrinėjamose vietose 2011 m. gruodžio – 2012 m. gruodžio mėn. svyruoja nuo 0,012 mg/l iki 0,066 mg/l. Didžiausi kiekiai buvo balandžio, gegužės ir rugpjūčio mėn., o mažiausios koncentracijos išmatuotos sausio mėn.
6. Amonio koncentracijų su vidutiniais metiniais debitais apskaičiuotas koreliacinis koeficientas yra (-0,5). Amonio koncentracijos mažėja priklausomai nuo debitų.
7. Skendinčių medžiagų kiekiai svyruoja nuo 0,18 mg/l iki 8,53 mg/l. Didžiausi kiekiai buvo kovo, balandžio ir gruodžio mėn. Pagal Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos duomenis 2012 m. didžiausi debitai Šventosios upėje, Anykščiuose buvo kovo (43,8 m^3/s), balandžio (45,6 m^3/s) , gruodžio (43,3 m^3/s) mėnesiais. Mažiausi debitai 2012 m. buvo rugsėjo (19,9 m^3/s), liepos (21,0 m^3/s), vasario (23,6 m^3/s) mėnesiais ir atitinkamai skendinčių medžiagų kiekiai buvo mažiausi.
8. Skendinčių medžiagų kiekis priklauso nuo kritulių (koreliacinis koeficientas (-0,66). Kuo daugiau kritulių iškrenta, tuo daugiau skendinčių medžiagų upėje.

4. BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ PASISKIRSTYMO MODELIAVIMAS

4.1. Šventosios pabaseinis

Šventosios pabaseinis, kurio plotas 6888,8 km^2 išsidėstęs Lietuvos teritorijoje (4.1 pav.). Paviršiuje vyrauja vidutinio sunkumo priemoliai (63 % baseino ploto), bet yra ir smėliu bei žvyru dengiamų plotų (27 %). Šventosios pabaseinio upių tinklą sudaro 1885 upės. Bendras upių ilgis yra 6477 km.



4.1 pav. Šventosios pabaseinis

Pasirinktos 7 vandens kokybės matavimo stotys: Šventoji ties Bindziais, Vyžuona (Utena), Jara – Šetekšna, Šventoji (žemiau Anykščių), Virinta, Siesartis, Šventoji (žiotyse). Pasirinktų pabaseinių charakteristikos pateiktos 4.1 lentelėje.

4.1 lentelė. Nagrinėjamų pabaseinių charakteristikos, %

Upė	Arimai	Ganyklos	Miškai	Vandens	Užstatytos
Šventoji ties Bindziais	53,38	8,01	25,09	8,14	5,14
Vyžuona	46,59	10,85	31,24	4,05	4,81
Jara-Šetekšna	45,41	6,32	42,15	1,20	2,74
Šventoji žemiau Anykščių	51,97	7,70	19,27	15,26	1,87
Virinta	60,75	5,07	16,88	13,60	2,87
Siesartis	64,94	19,11	12,02	1,49	1,51
Šventoji žiotyse	40,72	17,24	39,71	1,76	4,21

Pasirinktas stebėjimo laikotarpis 2001–2010 m. Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos duomenimis, metinė oro temperatūra nagrinėjamu laikotarpiu svyravo nuo 5,1 ^{o}C iki 7,7 ^{o}C, metinis kritulių kiekis nuo 569,9 mm iki 849,1 mm. Kiti duomenys, reikalingai modeliuojant *FyrisNP* programa gauti naudojantis CORINE 2000 žemės dangos žemėlapiu ir LTDBK 50000 Lietuvos kosminio žemėlapio skaitmenine duomenų baze.

Stebėti rezultatai buvo lyginami su modeliuotais *FyrisNP* programa.

4.2.Modeliavimo programa *FyrisNP*

Europoje tam tikros problemos upių sistemose yra tiesiogiai susiję su tarša azoto junginiais; šios problemos apima eutrofikaciją, kurią sukelia žemės ūkio nuotėkis, miško teritorijų ir dirvožemio prisotinimą azoto junginiais, vandens rugštėjimą, kurie susiję su atmosferos nuosėdomis (Wade *et al*. 2002).

Matematiniai modeliai, kurie modeliuoja ir prognozuoja azoto junginių transportavimą ir užsilaikymą upių baseinuose, yra reikalingi azoto junginių prevencijai ir sumažinimui (Neal *et al*. 2002).

Fyris modelis apskaičiuoja N_b ir P_b apkrovas iš baseine esančių taršos šaltinių, jų sulaikymą ir kiekius upėse (Hansson *et al*., 2008a; Hanson *et al*. 2008 b). Švedijoje *FyrisNP* modeliavimo programa naudojama sudarant paviršinio vandens kokybės valdymo programas (Kvarnas 1997; Johansson *et al*., 1998; Walin *et al*., 2000; Sonesten *et al*., 2004; Lindgern *et al*., 2007).

Modelyje naudojami laike kintantys duomenys: N_b ir P_b koncentracija vandens telkinyje, vandens temperatūra, nuotėkis ir sutelktoji tarša. Taip pat modelio struktūroje yra pastovūs baseino žemėnaudos duomenys (miškai, arimai, kirtavietės, pelkės, ganyklos, ežerai, užstatytos teritorijos), duomenys apie upes (upių ilgis, plotis) ir maistinių medžiagų kiekis patenkantis į vandens telkinius su krituliais ir išplaunamos iš dirvožemio koncentracijos (4.2 lentelė). Modelyje galima papildomai pridėti duomenis apie taršą iš gretimų valstybių (Šileika *et al*., 2011).

4.2 lentelė. Modelyje reikalingi kiekvienos vietovės kintamieji

Kintamasis	Vienetai	Apibūdinimas
Baseino ID	-	Baseino ID
Stoties ID	-	Stoties ID
Srovės ID	-	-
Plotas	km^2	Viso baseino plotas
Ežerų plotas	km^2	Visų ežerų plotas
Upių ilgis	m	Upių ir upelių ilgis
Upių plotas	km^2	Upių plotas
Kalnai	km^2	Kalnų plotas
Miškai	km^2	Miškų plotas
Kirtavietės	km^2	Iškirstos vietos (ne senesnės nei 5 metai)
Pelkės	km^2	Klampynės/pelkės
Arimai	km^2	Ariamų žemių plotas
Ganyklos	km^2	Ganyklų plotas
Atviros vietos	km^2	Atviros vietos
Gyvenvietės	km^2	Gyvenviečių plotas
Užstatytos vietos	km^2	Užstatytos teritorijos
Arimai	mg/l	Teršalų koncentracijos iš ariamos žemės
Ganyklos	mg/l	Teršalų koncentracijos iš ganyklų
Altitudė	m	Altitudė virš jūros lygio

Modelis turi du kalibruojamus parametrus: *kvs* (empirinis sulaikymo nuostolių dydžio parametras) ir c_0 (empirinis temperatūros priklausomybės parametras) (Hansson *et al*., 2008a).

Teršiančių medžiagų sulaikymą įvertina teršalų sulaikymo koeficientas R_T:

$$R = T_a \cdot Q_a \tag{4.1}$$

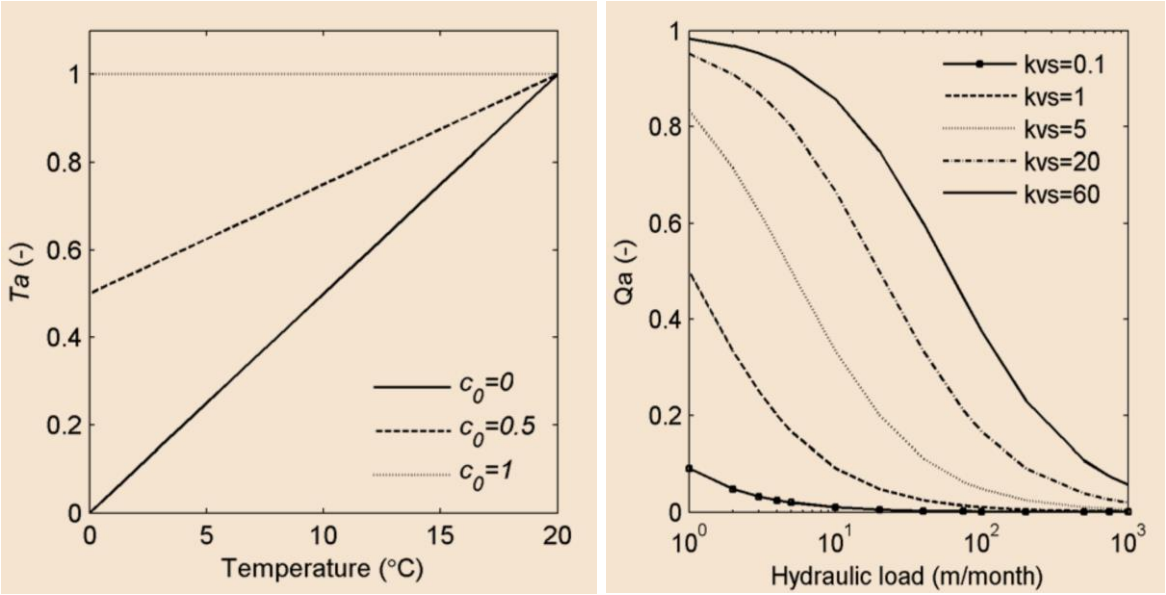
čia: Q_a – srauto koregavimo koeficientas;

Ta – temperatūros pataisos koeficientas, nustatomas pagal formulę:

$$T_a = \begin{cases} 0, \ T < 0 \\ c_0 + \frac{T(1-c_0)}{20}, 0 \le T \le 20, \\ 1, \ T > 20 \end{cases} \tag{4.2}$$

čia: T – vidutinė vandens temperatūra, K;

c_0 – empirinis kalibravimo parametras, įvertinantis savaiminį vandens apsivalymo sumažėjimą oro temperatūrai nukritus žemiau kaip 20 ^{o}C (4.2 pav.).



4.2 pav. c_0 priklausomybė nuo T_a ir *kvs* priklausomybė nuo Q_a

Srauto reguliavimo faktorius Q_a:

$$Q_a = \frac{kvs}{q_s + kvs} \tag{4.3}$$

čia: *kvs* – empirinis kalibravimo parametras;

q_s – upės metų muotėkio modulis.

Siekiant nustatyti ar sumodeliuoti rezultatai atitinka stebėtuosius, naudojami modelio efektyvumo koeficientas *E* ir koreliacijos koeficietas *r*. Modelio efektyvumas apskaičiuojamas pagal Nash and Sutcliffe (1970) formulę:

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} \left(\theta_{stb,i} - \theta_{mod,i}\right)^2}{\sum_{i=1}^{n} \left(\theta_{stb,i} - \theta_{stb}^{vid}\right)^2} \tag{4.4}$$

čia: *n* – stebėjimų skaičius, vnt;

θ_{stb}^{vid} – visų stebėjimais nustatytų bendrojo azoto koncentracijų vidurkiai;

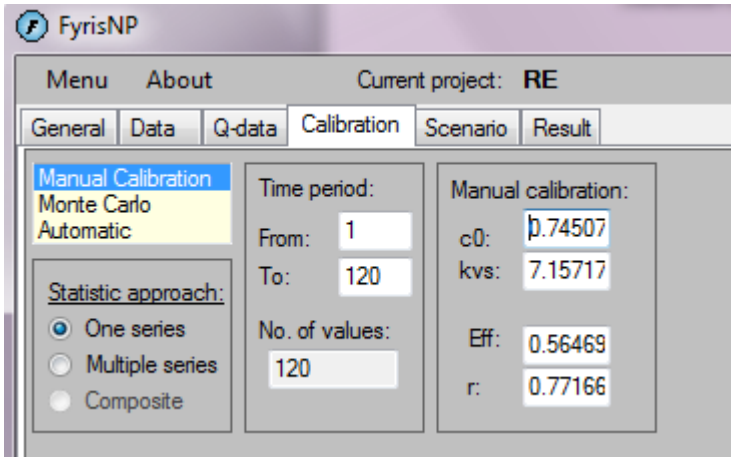
$\theta_{stb,i}$ ir $\theta_{mod,i}$ – stebėtos ir sumodeliuotos bendrojo azoto koncentracijos upėje.

Jei E = 1, tai reiškia, kad stebėtos ir sumodeliuotos teršalų koncentracijos sutampa idealiai, o kai E = 0, tai rodo, kad modeliavimo duomenys atitinka tik stebėtųjų duomenų vidurkį (pagal tiesinę priklausomybę) (Hansson *et al*., 2008a).

Modeliavimui buvo parengta įeities duomenų *Excel* byla, sudaryta iš 7 darbo lapų. Pirmoje lentelėje pateikti duomenys apie kiekvieno pabaseinio: žemės naudojimo plotai,vandens telkinių plotai, išplovimai iš arimų ir ganyklų. Antroje lentelėje duomenys (kg/mėn) iš didelių taškinių šaltinių, tokiu kaip nuotekų valyklos. Trečiame darbalaukyje iš mažų šaltinių, tokių kaip namų ūkių valymo sistemų. Sekančiame lange įvedami duomenys apie nuotėkio koncentracijas iš įvairios paskirties žemės. Toliau suvedama mėnesinės analizuojamo laikotarpio vandens temperatūros. Šeštoje lentelėje pateikti duomenys apie bendrojo azoto koncentracijas ir paskutinėje lentelėje nuotėkis (mm/mėn.)

4.3. *FyrisNP* modelio kalibravimas Šventosios pabaseinyje

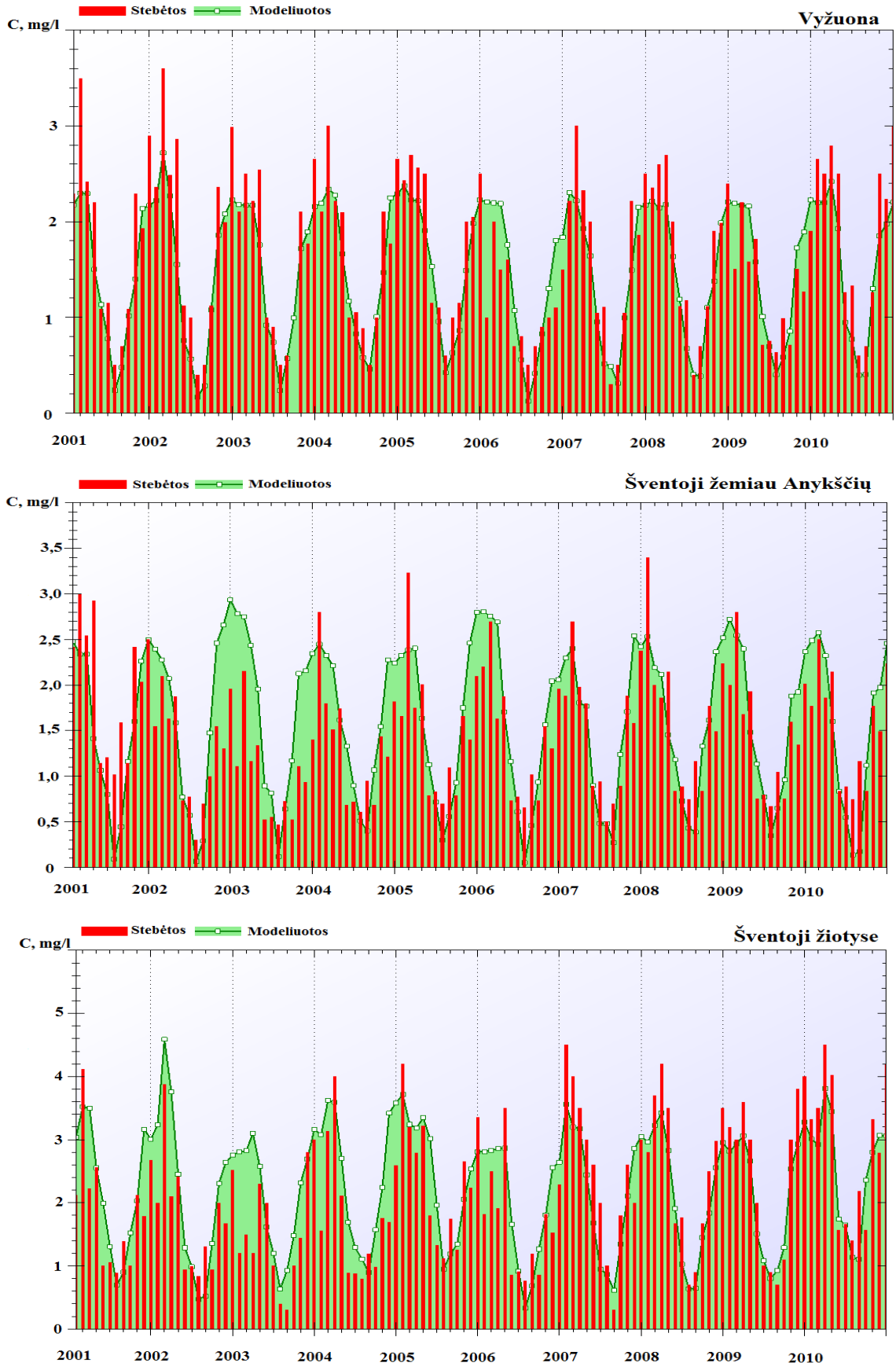
Pirmiausia įeities duomenys buvo kalibruojami *Monte Karlo* metodu. Naudojantis 2001–2010 m. duomenimis buvo nustatyti optimalūs sulaikymo koeficientai c_0 ir *kvs*. Gautos koeficientų reikšmės c_0 = 0,75 ir *kvs* = 7,16 panaudotos kalibruojant rankiniu būdu (4.3 pav.), kuriuo buvo apskaičiuotos NB apkrovos iš taršos šaltinių, statistiniai modelio koeficientai ir gauti modeliuotų ir stebėtų rezultatų grafikai.



4.3 pav. FyrisNP kalibravimas

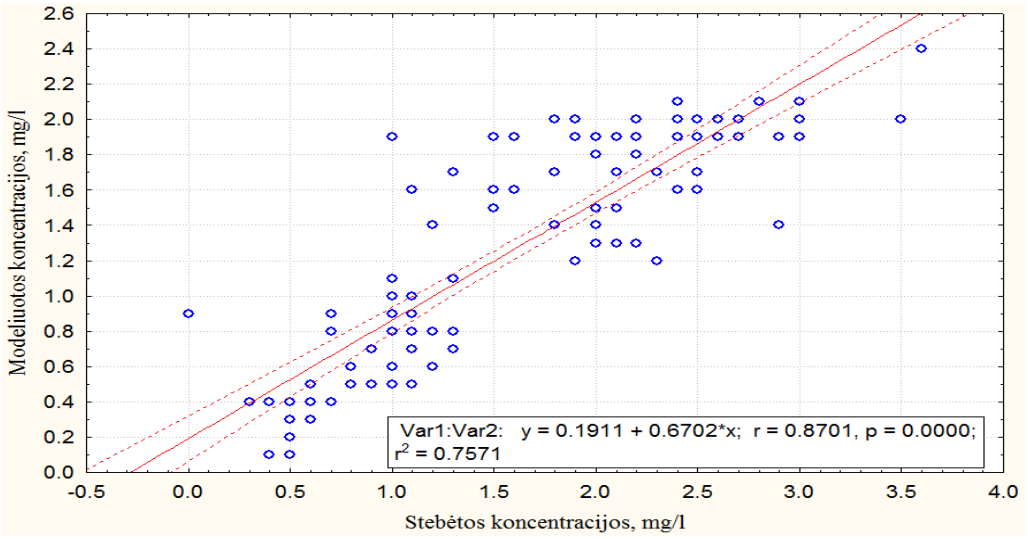
2001–2010 m. NB koncentracijų modeliavimo efektyvumas E = 0,56 o koreliacijos koeficientas r = 0,77. Efektyvumas ir koreliacijos koeficientas skaičiuojami remiantis visų atrinktų stebėtų ir modeliuotų koncentracijų poromis (Hansson *et al*., 2008a).

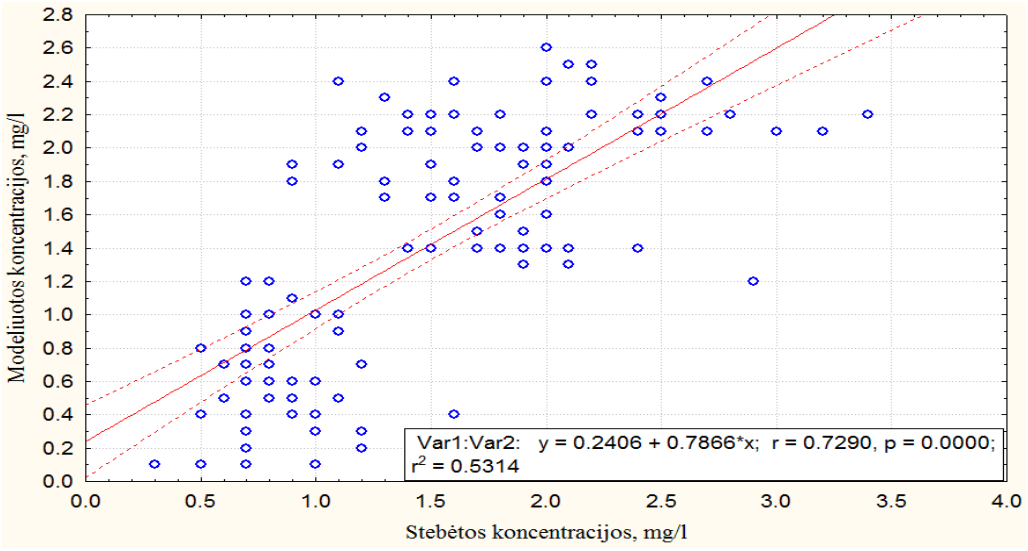
Atlikus kalibravimą gauti stebėtų ir sumodeliuotų koncentracijų grafikai. 2 – ojo (Vyžuona), 4 – ojo (Šventoji žemiau Anykščių) ir 7 – ojo (Šventoji žiotyse) grafikai pateikti 4.4 paveiksle.

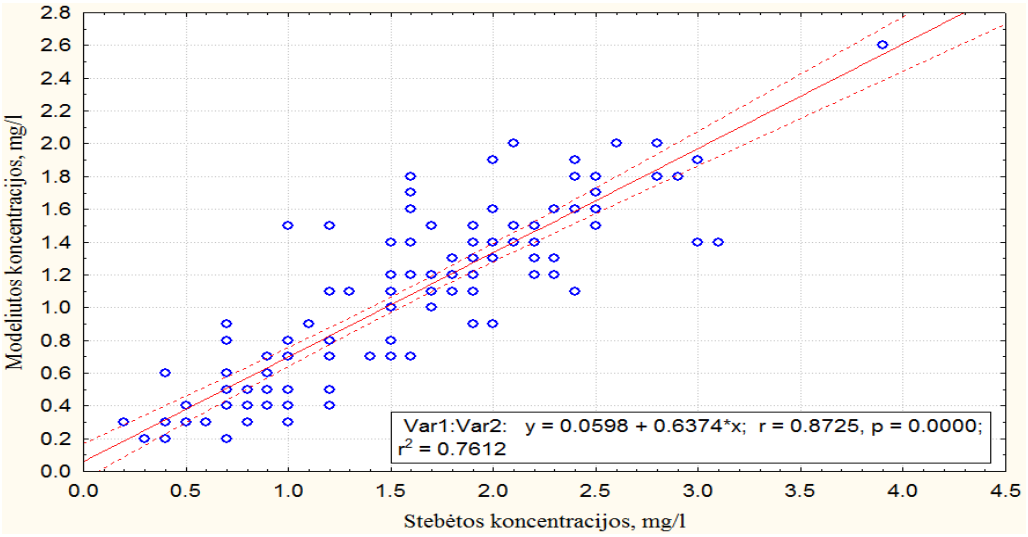


4.4 pav. Stebėtų ir modeliuotų NB koncentracijų kaita Vyžuonos upėje, Šventojoje žemiau Anykščių ir Šventosios žiotyse

Paveiksle 4.5 matyti, kad stebėti ir sumodeliuoti duomenys atitinka gerai.







4.5 pav. Modeliuotų ir stebėtų NB koncentracijų ryšio grafikai Vyžuonoje, Šventojoje žemiau Anykščių ir Šventosios žiotyse

Šventosios baseine stebėtos koncentracijos c_s svyruoja nuo 0,2 iki 4,5 mg/l, o modelio gautos koncentracijos c_m nuo 0,1 iki 4,7 mg/l. Kaip matyti grafikuose stebėtos NP koncentracijos dažniausiai viršija modeliuotas. Taip pat ir kituose pabaseiniuose, tik 5 – ajame (Siesartis) modeliuotos koncentracijos viršija stebėtas 2001 m. ir 2007 m. Pasak A. S. Šileikos kadangi stebėtos NP apkrovos viršija medeliuotas, vadinasi modelis nesugeba reaguoti į koncentracijų pikus, kurie dažniausiai būna nuo rudens iki pavasario.

Norint nustatyti gautų rezultatų patikimumą ir statistinį ryšį tarp stebėtų ir sumodeliuotų koncentracijų buvo apskaičiuoti determinacijos R^2 ir koreliacijos r koeficientai (4.3 lentelė).

Koreliacijos koeficientas r skaičiuojamas pagal formulę:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{n}(\Theta_{stb,i}\Theta_{mod,i}) - \sum_{i=1}^{n}(\Theta_{mod,i})\sum_{i=1}^{n}(\Theta_{stb,i})/n}{\sqrt{\left(\sum_{i=1}^{n}(\Theta_{stb,i}^2) - \sum_{i=1}^{n}(\Theta_{stb,i})\sum_{i=1}^{n}\Theta_{stb,i}/n\right)\left(\sum_{i=1}^{n}(\Theta_{mod,i}^2) - \sum_{i=1}^{n}(\Theta_{mod,i})\sum_{i=1}^{n}(\Theta_{mod,i})/n\right)}} \quad (4.5)$$

čia: n – stebėjimų skaičius;

$\Theta_{\text{stb}}, \Theta_{\text{mod}}$ – stebėtos ir sumodeliuotos koncentracijos.

4.3 lentelė. Stebėtų ir modeliuotų azoto koncentracijų ryšio lygtys, determinacijos ir koreliacijos koeficientai Šventosios pabaseinyje

Upė	Lygtis	Determinacijos koeficientas, R^2	Koreliacijos koeficientas, r
Šventoji ties Bindziais	1,07 + 1,09x	0,57	0,75
Vyžuona	1,19 + 0,67x	0,76	0,87
Jara-Šetekšna	0,72 + 0,56x	0,50	0,71
Šventoji žemiau Anykščių	0,24 + 0,79x	0,53	0,73
Virinta	0,36 + 0,82x	0,62	0,79
Siesartis	0,59 + 0,65x	0,63	0,79
Šventoji žiotyse	0,06 + 0,64x	0,76	0,87

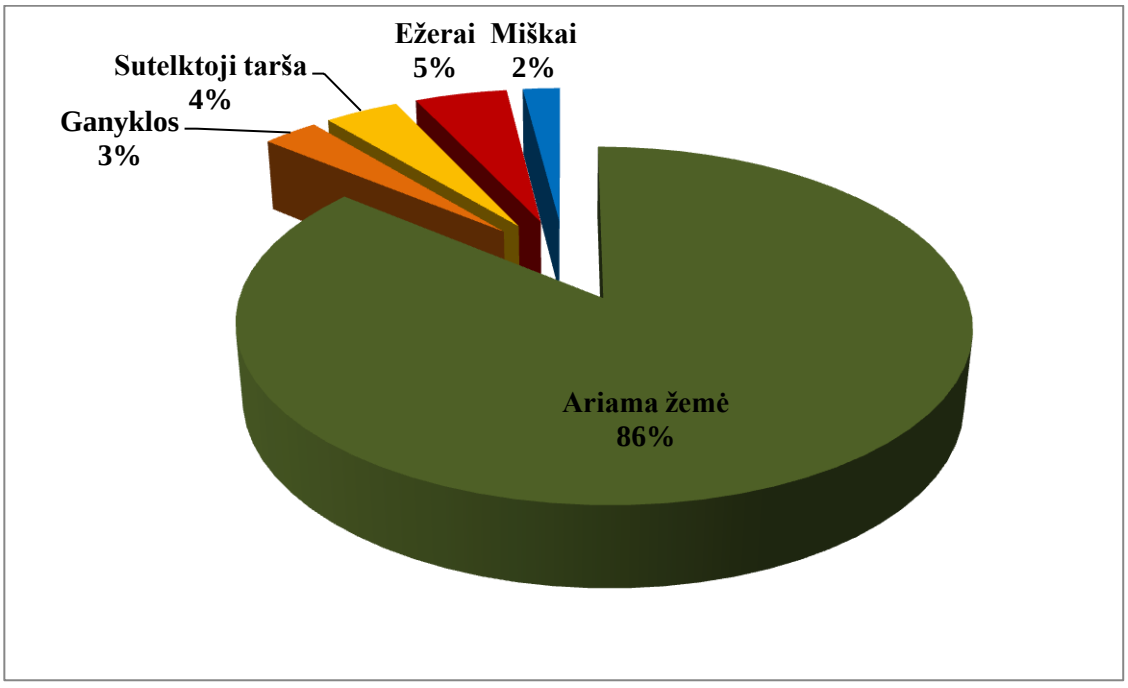
Šventosios pabaseinyje determinacijos koeficientai svyruoja nuo 0,50 iki 0,76, o koreliacijos koeficientai nuo 0,71 iki 0,87. Tai parodo, kad yra stiprus tiesinis koreliacinis ryšys tarp stebėtų ir sumodeliuotų duomenų. Didžiausias bendrojo azoto koncentracijų neatitikimas yra Jara – Šetekšna upėje, kur determinacijos koeficientas R^2 lygus 0,50, o koreliacijos koeficientas r lygus 0,71, o patikimiausi duomenys gauti Vyžuonos upėje ir Šventosios upės žiotyse, kur R^2 lygus 0,76, o r lygus 0,87, tačiau visose nagrinėtose upėse egzistuoja glaudus statistinis ryšys.

4.4. Azoto apkrovos iš taršos šaltinių

Intensyvėjant žemės ūkiui didėja maisto medžiagų išplovimas iš dirvožemių (Jordan *et al*., 1997). Ištirta, kad racionaliai tręšiant panaudotų mineralinių trąšų išplaunama 2,4 %, o mėšlo azoto apie 6,5-8,1 % (Švedas, Antanaitis, 2000). Taršos kiekiai labai priklauso nuo hidrometeorologinių sąlygų: kuo daugiau kritulių, tuo daugiau išplaunama azoto junginių iš dirvožemio.

Baseinuose, kuriuose vyrauja miškai, yra mažesnės azoto ir fosforo koncentracijos nei baseinuose, kuriuose yra daug ariamų plotų (Ruminaitė 2010). 1979 m. mokslininkai F. H. Bormann ir G. E Likens ištyrė, kad kai baseino didžioji dalis buvo apželdinta tada 3 kartus sumažėjo biogeninių medžiagų išplovimas.

Iš ariamų žemių patenka nuo 79 iki 92 % viso azoto, iš ganyklų nuo 2 iki 4 %, sutelktosios taršos šaltinių nuo 1 iki 6 %, ežerų nuo 1 iki 10 % ir iš miškų nuo 1 iki 4 %. Taigi visame Šventosios upės baseine daugiausia azoto patenka iš ariamų žemių (86 %), taip pat patenka iš ežerų (5%), sutelktosios taršos šaltinių (4%), ganyklų (3 %) ir miškų (2 %) (4.6 pav.).



4.6 pav. Azoto apkrovos, patenkančios iš taršos šaltinių į Šventosios pabaseinį

Didžiausias kiekis azoto iš arimų patenka Siesarčio upės baseine, kur arimai sudaro 64,9 %, o mažiausiai Šventosios žemiau Anykščių, kur arimai sudaro 52,0 % viso 4-ojo pabaseinio ploto.

Upės baseine teršalų koncentracijos yra didesnės nei žiotyse ir šis skirtumas vadinamas sulaikymu (Harrison *et al*., 2009; Hejzlar *et al*., 2009; Saunders, Kalff, 2001, Povilaitis *et al*., 2012). Azoto sulaikymo koeficientai skaičiuojami pagal formulę:

$$R_{CW}(t) = \left(1 - e^{\frac{kT(t)A}{Q(t)}}\right) \quad (4.6)$$

Čia: *k* –išplovimo normos koeficientas;

T – vandens temperatūra, K;

A – paviršiaus plotas, km^2;

Q – vandens srautas.

4.4 lentelė. Sulaikymo koeficientai Šventosios baseine

Upė	Sulaikymo koeficientas
Šventoji ties Bindziais	0,78
Vyžuona	0,75
Jara-Šetekšna	0,62
Šventoji žemiau Anykščių	0,80
Virinta	0,80
Siesartis	0,66
Šventoji žiotyse	0,46

Matyti, kad daugiausia azoto buvo sulaikoma Šventojoje žemiau Anykščių, Virintoje ir Šventojoje ties Bindziais. Šiuose pabaseiniuose gausu vandens telkinių. Mažiausiai sulaikoma azoto Šventosios žiotyse.

4.5. Ketvirtojo skyriaus išvados

1. Šventosios upės baseino biogeninių medžiagų (N_b) apkrovai įvertinti ir apskaičiuoti parinkta matematinio modeliavimo programa *FyrisNP*, kurią galima taikyti ir sudarant paviršinio vandens kokybės valdymo programas ir planus.
2. *FyrisNP* modelio efektyvumas, kalibruojant 2001-2010 m. azoto apkrovas Šventosios baseine, buvo pakankamai geras E = 0,56, koreliacijos koeficientas r = 0,77.
3. Nagrinėjamuose pabaseiniuose determinacijos koeficientas svyruoja nuo 0,50 iki 0,57, o koreliacijos nuo 0,71 iki 0,87. Didžiausias duomenų neatitikimas Jara – Šetekšna upėje, o patikimiausi duomenys Vyžuonoje ir Šventosios žiotyse.

4. Nuo 79 iki 92 % viso azoto kiekio patenka iš ariamų žemių. Didžiausias kiekis azoto iš arimų patenka Siesarčio upės pabaseinyje, kur arimai sudaro 64,9 %, o mažiausias Anykščių, kur ariamų žemių plotas 52,0 % viso ploto.
5. Sulaikymo koeficientai svyruoja nuo 0,46 iki 0,80. Daugiausiai sulaikoma azoto Šventojoje žemiau Anykščių ir Virintoje, kur gausu vandens telkinių, o mažiausiai sulaikoma Šventosios žiotyse.

IŠVADOS

1. Biogeninių medžiagų koncentracijos paviršiniuose vandenyse svyruoja priklausomai nuo klimato veiksnių, o taip pat antrapogeninės veiklos. Didžiausia biogeninių medžiagų pertekliaus problema yra eutrofikacijos procesas paviršiniuose vandens telkiniuose. Dėl eutrofikacijos blogėja vandens kokybė, nyksta tam tikros rūšies ekosistemos.
2. Atlikus tyrimus ir jų analizę nustatyta, kad didžiausios mineralinio azoto junginių koncentracijos nustatytos mėginiuose už komunalinių nuotekų valyklos. Nitritų koncentracijos vasario, balandžio ir spalio mėn. viršijo DLK (0,03 mg/l). Tam galėjo turėti įtakos komunalinių nuotekų valyklos rekonstrukcijos darbai.
3. Nitratinio azoto daugiausiai buvo gruodžio, sausio, vasario mėn., nes žiemos laikotarpiu iškrenta didžiausias kiekis kritulių, o vegetacijos periodu nitratų vandenyje yra tik dešimtosios miligramo dalys. Nitritinio azoto didžiausios koncentracijos Šventosios upėje buvo gegužės mėn. Amonio didžiausi kiekiai balandžio ir gegužės mėn. Balandžio mėnesį augalų produktyvumas būna 2,5 karto didesnis, todėl antstyvam tręšimui naudojama amonio salietra. Pavasarį kritulių kiekis siekė net 96,4 mm. Skendinčių medžiagų dižiausi kiekiai buvo kovo, balandžio ir gruodžio mėn., atitinkamai tais mėnesiais buvo didžiausi vandens debitai.
4. Pagal amonio – azoto koncentracijas, kurios svyruoja 0,012 – 0,066 mg/l Šventosios upė atitinka labai gerą (<0,10 mg/l) ekologinę būklę. Pagal nitratų – azoto koncentracijas, kurios nagrinėjamuose taškuose yra 0,012 – 2,019 mg/l, upė atitinka gerą (<2,30 mg/l) ekologinę būklę.
5. Pagal ilgalaikius Aplinkos apsaugos agentūros duomenis (2001-2010 m.), atliktas matematinis modeliavimas FyrysNP programa, parodė, kad didžioji dalis (86 %) viso azoto patenka iš ariamų žemių. Daugiausiai azoto sulaikoma Šventojoje žemiau Anykščių ir Virintoje, o mažiausiai Šventosios upės žiotyse.

Rekomendacijos

1. Norint sumažinti biogeninių medžiagų patekimą į paviršinius vandenis, reikia kontroliuoti tręšimą mineralinėmis trašomis; kuo daugiau dirbamos žemės užsėti žole, žiemkenčiais; sumažinti gyvulių skaičių; padidinti vandens telkinių apsaugos zonas

LITERATŪROS SĄRAŠAS

Adomaitis, T.; Mažvila, J.; Vaišvila, Z.; Arbačiauskas, J.; Antanaitis, A.; Lubytė, J.; Šumskis, D. 2010. Ilgalaikio tręšimo įtaka anijonų išplovimui. *Žemdirbystė – agriculture* 1(2010): 71-82.

Adomaitis, T.; Vaišvila, Z.; Mažvila, J.; Grickevičienė, S.; Eitminavičius, L. 2004. Azoto junginių (NO^-_3, NH_4^+, NO_2^-) koncentracija lizimetrų vandenyje skirtingai tręštuose smėlingų priemolių dirvožemiuose. Žemdirbystė. Mokslo darbai. T. 4. P. 21–33.

Aliochin O.A. Osnovy gidrochimiji. 1970, p. 444.

ANGLE J. S., *et al*. 1984. Nutrient losses in runoff from conventional and no-till corn watersheds. J. Environ. Qual., vol. 13, p. 431–435.

Aplinkos (terasferos, pedosferos, hidrosferos, atmosferos) samprata ir ypatybės [interaktyvus]. 2010. Žiūrėta 2012 m. sausio 11 d. Prieiga per internetą: <www.wordpress.com>.

Arnell N., Reynard N. (1996) The Effects of Climate Change due to Global Warming on River Flows in Great Britain. Journal of Hydrology, p.p.183: 397- 424.

Arnold, J. G., and N. Fohrer. 2005. SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. Hydrol. Proc. 19(3): 563-572.

Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. S. Muttiah, and J. R. Williams. 1998. Large-area modeling and assessment: Part I. Model development. J. American Water Resour. Assoc. 34(1): 73-89.

Aškinis, S.; Čižauskienė, M.; Misevičienė, S. 2001. Maisto medžiagų išplovimas iš bekraikiu mėšlu tręšiamų sėjomainos laukų. Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai. T. 14 (36).

Bagdžiūnaitė – Litvinaitienė, L. 2005. Biogeninių medžiagų kaitos upių vandenyje tyrimai ir įvertinimas. Daktaro disertacija. Vilnius: Vilniaus Gedimino technikos universitetas.

Baigys, G.; Milius, P. 2010. Drenažo nuotėkis ir nitratų azoto išplovimas skirtingai dirbant žemę. *LŽŪU mokslo darbai* 87 (40).

Baltijos jūra žydi nuo Suomijos iki Lenkijos [interaktyvus]. 2010. Žiūrėta 2012 m. sausio 16 d. Prieiga per internetą: <www.technologijos.lt>.

Beaulac M.N., Reckhow K. H. A. Examination of Land Use–Nutrient Export Relationships. Water Resour. Bull. Vol 18, 1982, p. 1013–1022.

Beldring, S., Engen-Skaugen, T., Forland, E.J. 2008. Climate change impacts on hydrological processes in Norway based on two methods for transferring regional climate model results to meteorological station sites. Tellus 60A, 439-450.

Belous, O.; Žukauskaitė, A.; Ringailaitė, I. 2003. Nutrient losses in river basin through diffuse pollution form analysis. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* [Environmental research, engineering and management] 1(23): 12-20.

Bergstrom S., *et al*. (2001) Climate Change Impacts on Runoff in Sweden: Assessment by Global Climate Models, Dynamic Downscaling and Hydrological Model. Climate Research, 16: p.p.101-112.

Bormann, F. H.; Likens, G. E. 1979. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. *Newyork: Springer–Verlag*. 245 p.

Bukantis, A. 2007. Indications and causes of climate change. *Global environmental change*, p.p. 77-106

Bukantis, A. 2010. Klimato svyravimų poveikis ir prisitaikymo priemonės. *Klimato svyravimai* 10.

Burneikis, J.; Štreimikienė, D.; Punys, P. 2002. Vandens ištekliai ES direktyvų šviesoje. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* [Environmental research, engineering and management] 1(19): 66-73.

Burneikis, J.; Štreimikienė, D.; Punys, P. 2002. Vandens ištekliai ES direktyvų šviesoje. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba [Environmental research, engineering and management] 1(19): 66-73.

CHICHESTER, F. W.; RICHARDSON C. W. 1992. Sediment and nutrient loss from clay soils as affected by tillage. J. Environ. Qual., vol. 21, p. 587–590.

Clark, A.L. 2009. Environmental Challenges to Urban Planning: Fringe areas, Ecological Footprints and Climate Change. Key Challenges in the Process of Urbanization in Ho Chi Minh City: Governance, Socio-Economic, and Environmental Issues Workshop 16 – 18.

Clement, C., S. B. Bricker and D.E. Pirhalla. 2001 (online). Eutrophic Conditions in Estuarine Waters. In: NOAA's State of the Coast Report. Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration.

Dailidienė, I. 2007. Kuršių marių hidrologinio rėžimo pokyčiai. *Geografija*. T. 43. Nr.1. P. 36-43

Dapkienė, M.; Kustienė, R. 2008. Vandens išteklių naudojimas. Kaunas: Ardiva 26 p.

Debo N. T.; Reese J. A. 2003. Municipal stormwater management.Second Edition. Lewis publishers, Boca Raton, 1141psl.

Delpla, I.; Jung, A.; Baures, E.; Clement, M.; Thomas, O. 2009. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International* 35(2009).

Diliūnas, J.; Kaminskas, M. 2003. Paviršinio vandens sudėties kaita infiltracijos į gruntinį vandeningąjį sluoksnį procese. *Litosfera.* Nr. 7, 109-117.

DRURY, C. F., et al. 1996. Influence of controlled drainage-sub irrigation on surface and tile drainage nitrate loss. J. Environ. Qual., vol. 25, p. 317–324.

DRURY, C.F.; FINDLAY, W.I.; GAYNOR, J. D. 1993. Influence of tillage on nitrate loss in surface runoff and tile drainage. Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 57, p. 797–802.

Earth policy institute [online]. 2011. Blacksburg: [cited 18 January 2011]. Available from internet: <earth-policy.org>.

FRANCIS, G. S.; HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. 1995. Effects of the timing of ploughing-in temporary leguminous pastures and two winter cover crops on nitrogen mineralization, nitrate leaching and spring wheat growth. J. Agric. Sci., vol. 124, p.1–9.

Frisk T., et al. (2002) Long Term Changes of Hydrologic Regime and Aquatic Chemistry in Inland Waters of Latvia. J. The Finish Environment, 586: p.p. 11-19.

Gaigalis, K.; Račkauskaitė, A. 2001. Azoto ir fosforo išplovimo agroekosistemose ypatumai. Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai. T. 16. P. 39–46.

Gailiušis, B. 1996. Antropogenical changes of Lithuanian rivers runoff (Lietuvos upių nuotėkio antropogeniniai pokyčiai). *Eenergetics*, Vol. (2), p. 134–139

Gasiūnaitė, Z. 2006. Eutrofikacija lagūnose - problema ar natūralus reiškinys? *Baltijos pajurio aplinkos tyrimu ir planavimo instututas (BPATPI).*

Gassman, P. W., M. Reyes, C. H. Green, and J. G. Arnold. 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future directions. Trans. ASABE 50(4): 1211-1250.

Gassman, W. P., Reyes, R. M., Green, H. C. and Arnold, G. J., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. Working Paper 07-WP 443. *Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University*.

Genienė, V. 2006. Vandens analizės laboratoriniai darbai. Šiauliai. 24, 32 p.

Hansson, K.; Wallin, M.; Djodjic, F.; Orback, K. The FYRIS model Version 3.1. A tool for catchment-scale modelling of source apportioned gross and net transport of nitrogen and phosphorus in rivers. *A user´s manual, Version 3.1.* Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences. 2008a, Uppsala.

Hansson, K.; Wallin, M.; Djodjic, F.; Orback, K. The FYRIS model Version 3.1. A tool for catchment-scale model-ling of source apportioned gross and net transport of nitrogen and phosphorus in rivers. *Technical description, Version 3.1*. Department of Environmental Assessment, Swedish Universi-ty of Agricultural Sciences, 2008b, Uppsala.

Harrison, L. A.; Maranger, R. J.; Alexander, R. B.; Giblin, A. E.; Jacinte, P. A.; Mayorhga, E.; Seit-Zinger, S. P.; Sobota, D. J.; Wollheim, W. M. 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, 93, 143–157.

Hejzlar, J.; Anthony, S.; Arheimer, B.; Behrendt, H.; Bouraoui, F.; Grizetti, B.; Groenendijk, P.; Jeiken, M. H. J. L.; Johnsson, H.; Lo Porto, A.; Kronvang, B.; Panagopoulos, Y.; Siderius, C.; Silgram, M.; Venohr, M.; Zaloudik, J. 2009. Nitrogen and phosphorus retention in surface waters: an inter-comparison of predictions by catchment models of different complexity. *Journal of Environmental Monitoring*, 11, 584–593.

Henriksen, T.; Breland, T. A. 1999. Decompositioin of crop residues in the field: evalution of a simulation model developed from microcosom studies. Soil Biology and Biochemistry. T. 31 P. 1423–1434.

Hisdal H., Roald L.A., Beldring S.. (2006) Past and Future Changes in Flood and Drought in the Nordic Countries. Climate Variability and Change – Hydrological Impacts. Proceedings of the Fifth FRIEND World Conference. Havana, Cuba, November 2006. IAHS Publ. 308.

Hussian, M.; Grimvall, A.; Petersen, W. 2004. Estimation of the Human Impact on Nutrient Loads Carried by the Elbe River. *Environ. Monit. Assess*., 96, p. 15–33.

Inovatyvūs mokymosi metodai ir naujausios technologijos gamtos mokslų bakalaurų rengimui [interaktyvus]. 2004. Žiūrėta 2012 m. gruodžio 15 d. Prieiga per internetą: <www.vdu.lt>.

Jankevičius, K.; Liužinas, R. 2004. Vandens „žydėjimas". *Mokslas ir gyvenimas* Nr. 10.

Jelisejevienė, E. 2001. Prevencinių priemonių taikymo Mūšos baseino vadybai tyrimas. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* [Environmental research, engineering and management] 2(16): 42-47.

Johnes, P. J., 1996. Evaluation and management of impact of land use change on nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology*, 183: 323-349.

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.

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

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

Juodkazis, V. 2003. Vanduo – visų rūpestis. *Mokslo Lietuva* 22 (290).

KANWAR, R. S.; BAKER, J. L.; LAFLEN, J. M. 1985. Nitrate movement through the soil profile in relation to tillage system and fertilizer application method. TRANSACTIONS of the ASAE, vol. 28 (6), p. 1802–1807.

Kilkus K., Štaras A., Rimkus, E., Valiuškevicius, G. 2006. Changes in water balance structure of Lithuanian rivers under different climate change scenarios. Environmental Research, Engineering and Management 2(36), p.p.3-10.

Kriaučiūnienė, J., Meilutytė-Barauskienė, D., Rimkus, E., Kažys, J., Vincevičius, A. 2008. Climate change impact on Hydrological processes in Lithuanian Nemunas river basin. Baltica 21 (1-2),p.p. 51-61.

Kriaučiūnienė, J.; Šarauskienė, D.; Gailiušis, B. 2009. Estimation of uncertaintly in catchment – scale modeling of climate change impact (case of the Merkys river, Lithuania). Aplinkos

tyrimai, inžinerija ir vadyba [Environmental research, engineering and management] 1(47): 30-39.

Kutra, S.; Berankienė, L. 2006. Azoto koncentracijos vidutinio dydžio upių vandenyje priklausomybė nuo nuotekio modulio. *Vandens ūkio inžinerija* 30 (50): 57 – 66.

Kvarnäs, H. 1997. Modellering av näringsämnen i Vätterns tillrinningsområde. Källfördelning och retention. Vättervårdsförbunder, rapport nr 46. ISSN 1102-3791. (Mo-delling nutrient transport in the catchment of Lake Vättern. Source apportionment and retention. – *Lake Vättern Society for Water Conservation*, 46.

LAND 39-2000. Vandens kokybė. Nitrito kiekio nustatymas. Molekulinės absorbcijos spektrometrinis metodas, Valstybės žinios 101-3209.

LAND 65-2005. Vandens kokybė. Nitratų kiekio nustatymas. Spektrometrinis metodas, vartojant sulfosalicilo rūgštį, Valstybės žinios 59-2084.

Lietuvos klimatas [interaktyvus]. 2012. Žiūrėta 2012 m. sausio 15 d. Prieiga per internetą: <www.meteo.lt>.

Lietuvos Respublikos aplinkos ir žemės ūkio ministro 2004 m. liepos 14 d. įsakymas Nr. D1-367/3D-342 „Dėl aplinkosaugos reikalavimų mėšlui tvarkyti patvirtinimo", *Valstybės žinios* 92-3434.

Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2003 m. rugsėjo 15 d. įsakymas Nr. D1–210 „Dėl paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarkos aprašo patvirtinimo", Valstybės žinios 92 – 4179.

Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2007 m. balandžio 12 d. įsakymas „Dėl vandensaugos tikslų nustatymo tvarkos patvirtinimo", *Valstybės žinios* 29 – 1363.

Lietuvos Respublikos vyriausybės 2011 m. kovo 2 d. nutarimas Nr. 315 „Dėl valstybinės aplinkos monitoring 2011 – 2017 metų programos patvirtinimo", *Valstybės žinios* 57 – 2025.

Lindgren, G. A.; Wrede, S.; Seibert, J.; Wallin, M. 2007. Nitrogen source apportionment modelling and the effect of land-use class related runoff contributions. *Nordic Hydrolo-gy*, 38, 317–331.

Litvinaitis, A. 2009. Žemėnaudos įtaka upių vandens kokybei. Iš *Aplinkos apsaugos inžinerija [Environmental protection engineering]*: *„Mokslas – Lietuvos ateitis":* 1 (4).

Massot Marti, A.; Iborra Martin, J.; Macedo, G.; Danklefsen, N.; Katsarova, I. 2008. Klimato kaitos įtaka sanglaudos ir struktūrinės paramos politikai suvestinė. IP/B/COMM/NT/2008_01.

Mikaliūnienė, J.; Česonienė, L. 2011. Gyvulininkystės vystymosi tendencijos Lietuvoje apibrėžtais aplinkosauginiais dirvos biogeninių medžiagų ir paviršinių vandens telkinių kokybės reikalavimais. Veterinarija ir zootechnika (Vet Med Zoot). T. 53(75).

Mildažienė, A. 2004. Inovatyvūs mokymosi metodai ir naujausios technologijos gamtos mokslų bakalaurų rengimui. *„Žmogiškųjų išteklių plėtra"* ESF/2004/2.4.0-K01-160/SUT-261.

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

MØLLER, H. E.; DJURHUUS, J. 1997. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. Soil & Tillage Research , vol. 41, p. 203–219.

Nash, J. E. & J. V. Sutcliffe 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, Journal of Hydrology, 10 (3), 282–290.

Nazarov G.B., Kuznecov V.K. Zonalnyje osobennosti vynosa biogennych elementov s jestestvennych i selskochoziaistvennych ugodij. Trudy V vsesojuznogo gidrologičeskogo sjezda. 5, 1991, p. 184–189.

Neal, C., Jarvie, H. P., Wade, A. J. and Whitehead, P. G., 2002. Water quality functioning of lowland permeable catchments: inferences from an intensive study of the River Kennet and upper River Thames. *Sci. Total Environ.*, 282/283, 471-490.

Nearing M. A., Risse R. M., Rogers L. F. Estimating Daily Nutrient Fluxes to a large Piedmont Reservoir from limited Tributary Data. Journal of Environmental Quality. 1993. p. 666–671.

Neitsch, S. 1998. Environmental impacts of dairy operations in the lake Fork Reservoir watershed: SWAT baseline modeling results. Temple, Tex.: Texas A&M University, Texas Agricultural Experiment Station, Blackland Research and Extension Center.

Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Wiliams, J.R. 2005. Soil and water assessment tool theoretical documentation. Agricultural research service 808 east blackland road, Tample, Texas 76502.

Nikanorov A.M. Gidrochimija. Leningrad, 1989, p. 351.

Ophardt, Charles, E. 1997. Nitrogen Cycle. URL: www.elmhurst.edu.

Pauliukevičius, H. 1998. Estimate of biogenic substances concentrations by the transformations of land use categories (Biogeninių medžiagų koncentracijų vertinimas pagal upių baseinų žemės naudmenų struktūrą). *Geography*, Vol. 34(1), p. 22–27

Pauliukevičius, H. 2006. Effect of land use on the runoff (Žemėnaudos įtaka nuotėkiui). *Water Management Engineering*, Vol. 30(50), p. 88–94

Paviršinių vandenų būklės vertinimas, Aplinkos apsaugos agentūra [interaktyvus]. 2011. Žiūrėta 2012 m. sausio 15 d. Prieiga per internetą: <www.gamta.lt>.

Pliuraitė, V. 2001. Makrozoobentoso gausumo, biomasės ir rūšinės sudėties sezoninė kaita Merkio ir Šventosios upėje. *Ekologija* Nr.4.

Povilaitis, A. 2003. Biogeninių medžiagų trendai pagal normalizuotą upių nuotėkį, Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai 23(43)–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 fhosphorus loads in Lithuania rivers, Ekologija 1: 32–39.

Povilaitis, A., Stalnacke, P., Vasiljev, A. 2012. Nutrient retention and export to surface waters in Lithuanian and Es-tonian river basins. *Hydrology Research*, 43(4), 359–373.

RANDALL, G. W.; IRAGAVARAPU, T. K. 1995. Impact of longterm tillage system for continuous corn on nitrate leaching to tile drainage. J. Environ. Qual., vol. 24, p. 360–366.

Rauba, A.; Vinciūnas, V.; Rimeika, M. 2011. Paviršinių nuotekų nusodinimo efektyvumo ir nuosėdų tyrimai. Iš Pastatų inžinerinės sistemos: *14 – osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis"*, įvykusios Vilniuje 2011 m. balandžio 14 – 16 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 81 – 86.

Reihan, A., et al. (2006) Changes in River Runoff in Baltic States in the 20th century. XXIV Nordic Hydrological conference, Denmark. 49: p.p.601-608.

Reikšmingi žmogaus veiklos poveikiai, Aplinkos apsaugos agentūra [interaktyvus]. 2011. Žiūrėta 2012 m. sausio 15 d. Prieiga per internetą: <www.gamta.lt>.

Rimkus E., Bukantis A., Stankūnavičius G. (2006). Klimato kaita: faktai ir prognozės. *Geologijos akiračiai*, 1 (61): 10-20.

Rimkus, E., Kažys, J., Junevičiūtė, J., Stonevičius E. 2007. Climate change predictions for 21st century in Lithuania. *Geographia* 43(2), 37-47.

Ruminaitė, R. 2010. Antropogeninės veiklos įtakos upių nuotėkiui ir vandens kokybei tyrimai ir vertinimas. Daktaro disertacija. Vilnius: Vilniaus Gedimino technikos universitetas.

Ruminaitė, R.; Lukianas, A. 2008. Peculiarities of water runoff and pollution in Lielupe watershed. Environmental engineering, the 7th International Conference 22 – 23.

Ruminaitė, R.; Šileika, A.S.; Lukianas, A. 2009. Analysis of the Mūša catchment pollution with total nitrogen. Ekologija. 55(2): 114-122.

Samuila M. (1999). Simulation of Some Hydrological Indices in the Aukštaitija Integrated Monitoring Territory, Geografijos metraštis. 32: 260-277.

Šaulys, V. 2007. *Vandenų apsaugos politika ir teisė.* Vilnius: Technika 77 p.

Saunders, D. L.; Kalff, J. 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia*, 443, 205–212.

Šileika, A. S.; Wallin, M.; Gaigalis, K. 2012. Assessment of nitrogen pollution reduction options in the River Nemunas (Lithuania) using FyrisNP model". *Journal of Environmen-tal Engineering and Landscape Management,* iFirst, 1-11.

Šileika, A.S. 2009. Galimybės sumažinti maisto medžiagas paviršiniuose ir požeminiuose vandenyse. *Vandens ūkio institutas* Nr. 31V – 38.

Šileika, A.S. 2011. FYRISNP modelis azoto ir fosforo taršos balanso elementams skaičiuoti 1997-2006 m. Nevėžio baseline. Vandens ūkio inžinerija. 38(58): 22-31.

Šileika, A.S.; Gaigalis, K. 2006. Fosforo kaitos Nemuno ir kai kurių jo intake vandenyje tendencijos ir priežastys. *Vandens ūkio inžinerija* 30(50): 15 – 27.

Sitonytė, J.; Kerienė, I. Pollution of the river Venta within the territory of Kuršėnai town. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* [Environmental research, engineering and management] 3(53): 5 – 12.

Šmitienė, A. 2008. Azoto išplovimo vyksmo upelių baseinuose dėsningumai. Daktaro disertacija. Kaunas: LŽŪU. 112 p.

Solving Surface \ Groundwater Interaction Problems in Australia with MIKE SHE [interaktyvus]. 2008. Žiūrėta 2012 m. vasario 20 d. Prieiga per internetą: <www. dhigroup.com>.

Sonesten, L.; Wallin, M.; Kvarnäs, H. 2004. Kväve och fos-for till Vänern och Västerhavet. Transporter, retention och åtgärdsscenariern inom Göta älvs avrinningsområde. – Länsstyrelsen i Västra Götalands län, rapport nr 2004:33. ISSN 1403-168X. (Nitrogen and phosphorus loading on La-ke Vänern and Västerhavet Sea. Transport, retention and nutrient reduction measures within the River Göta catchment. *Västra Götaland*, 33.

Stalnacke, P.; Grimvall, A.; Sundblad, K.; Tonderski, A. 1999. Estimation of riverine loads of nitrogen and phosphorus to the Baltic Sea, 1970–1993. *Environ. Monit. Assess*., 58, p. 173–200.

Stasiškienė, Ž.; Dvaronienė, J. 2002. Vandens išteklių tausojimo Lietuvos pramonėje galimybių analizė. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* [Environmental research, engineering and management] 1(19): 34-42.

Strusevičius, Z. 1996. Nuotekų, atliekų ir mėšlo tvarkymas žemės ūkyje. Vilainiai, Lietuvos vandens ūkio institutas.

Švedas A., Antanaitis, Š. 2000. Aplinkos veiksnių ryšys su drenažo nuotekų ir išplaunamų nitratų kiekiu. *Žemės ūkio mokslai* 4, 24-29.

Šventosios pabaseinis, Aplinkos apsaugos agentūra [interaktyvus]. 2009. Žiūrėta 2012 m. sausio 17 d. Prieiga per internetą: <www.gamta.lt>.

Taminskas, J.; Linkevičienė, R.; Šimanauskienė, R. 2006. Fosforo šaltiniai ir nuotėkis Žuvinto baseine. Annales Geographicae 39(1): 25 – 33.

Thodsen, H. 2006. The influence of climate change on stream flow in Danish river. Journal of hidrology 10, DK 1350.

Thomas G. W., Haszler G. R. Nitrate-nitrogen and Phosphate-phosphorus in seven Kentucky Streams Draining small Agricultural Watersheds. Journal of Environmental Quality. 1992. p. 147–150.

Tufford D. L., McKellar H. N. In–Stream Nonpoint Source Nutrient Prediction with Land–Use Proximity and Seasonal it. Journal of Environmental Quality. 1998. p. 100–110.

Tula, A.; Rimelis, J.; Šleivys, R. 1997. Augalų maisto medžiagų išplovimas iš įvairių dirvožemių. Dotnuva- Akdemija. P. 25.

Tumas, R. 1997. Ūkininkavimas ir upių vandens kokybė. *Aplinkos inžinerija*, 2(8): 25-30

Tumas, R. 2001. Water ecology: Hydrochemical and Hydrobiological Evaluation of Lithuanian Rivers. Water Managerment Engineering. Transactions. *Vandens ūkio inžinerija*, 14(36): 41-47

TYLER, D. D.; THOMAS, G. W. 1977. Lysimeter measurements of nitrate and chloride losses from soil under conventional and no-tillage corn. J. Environ. Qual., vol. 6, p. 63–66.

Ūkio, buities ir gamybos nuotekos išleistos į paviršinius vandenis [interaktyvus]. 2010. Žiūrėta 2012 m. sausio 15 d. Prieiga per internetą: <www.stat.gov.lt>.

Upių baseinų rajonai (UBR): Nemuno UBR, Lielupės UBR, Dauguvos UBR, Ventos UBR, Aplinkos apsaugos agentūra [interaktyvus]. 2009. Žiūrėta 2012 m. sausio 17 d. Prieiga per internetą: <www.gamta.lt>.

Upių baseinų rajonai, Aplinkos apsaugos agentūra [interaktyvus]. 2010. Žiūrėta 2012 m. sausio 15 d. Prieiga per internetą: <www.gamta.lt>.

Upių būklės duomenys, Aplinkos apsaugos agentūra [interaktyvus]. 2010. Žiūrėta 2012 m. sausio 15 d. Prieiga per internetą: <www.gamta.lt>.

Vandens telkiniai [interaktyvus]. 2008. Žiūrėta 2012 m. sausio 15 d. Prieiga per internetą: <www.technologijos.lt>.

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.

Vertelkaitė, V.; Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, L. 2010. Skirtingų dydžių Lietuvos upių baseinų maksimalaus nuotėkio kaitos įvertinimas. MOKSLO DARBAI 2010. Nr. 88 (41).

Vincevičienė, V.; Januškevičius, D. 2002. Šešupės baseino hidrologinių ir hidrocheminių parametrų įvertinimas. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba [Environmental research, engineering and management] 3(21): 13-22.

Visuomenės informavimas apie nuotekų ir dumblo tvarkymą pagal 1991 m. gegužės 21 d. Tarybos direktyvą Nr. 91/271/EEB "Dėl miesto nuotekų valymo".

Vouristo, H. 1998. Water quality classification of Finish inland waters. *Eur. Water. Manage*., 6, p. 35-41.

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

Wade, A.j.; Drand, P.; Beaujouan, V.; Wessel, W.W.; Raat, K.J.; Whitehead, P.G.; Butterfield, D.; Rankinen, K.; Lepisto, A. 2002. Anitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equation. Hydrological and Earth System Sciences 6(3), 559-582.

Wallin, M.; Östlund, M.; Kvarnäs, H. 2000. Näringsbelastning på Vänerns vikar inom Karlstad kommun. Källfördelning, retention, mål och årgärder. – Institutionen för miljöanalys, SLU, rapport 2000:6. ISSN 1403-977X. (Nutrient loading in coastal areas of Lake Vänern within Karlstad Township. Source apportionment, retention, envi-ronmental objectives and measures. – Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), *Environmental Asses-sment.* 6, 113.

WEED, D. A. J.; KANWAR, R. S. 1996. Nitrate and Water present in and flowing from root-zone soil. J. Environ. Qual., vol. 25, p. 709–719.

Whitehead, P.G.; Wilby, R.L.; Battarbee, R.W.; Kernan, M.; Wade, A.J. 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences–Journal–des Sciences Hydrologiques* 54(1).

Priedai

Mokslinės publikacijos:

1. Butkutė, S.; Zigmontienė, A. 2013. Azoto junginių kaitos vertinimas Šventosios upėje. 16-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, Vilnius, 2013 m. balandžio 11 d. (pateiktas redakcijai).
2. Butkutė, S.; Zigmontienė, A. 2013. Application of *Fyris*NP model to evaluate nitrogen leaching in the Šventoji river basin.

Dalyvavimas konferencijose:

1. 15-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, 2012 m. balandžio 12 d. pranešimo tema (stendinio): Biogeninių medžiagų vertinimas Šventosios upėje.
2. 16-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, 2013 m. balandžio 11 d. pranešimo tema (žodinio): Azoto junginių vertinimas Šventosios upėje.