



**VILNIAUS UNIVERSITETAS
ŠIAULIŲ AKADEMIJA**

GAMTINIŲ SISTEMŲ VALDYMO MAGISTRANTŪROS STUDIJŲ PROGRAMA

REMIGIJUS ŠARNA

Magistro darbas

**IŠPLAUNAMŲ MEDŽIAGŲ IŠ AGROEKOSISTEMŲ Į PAVIRŠINIŲ
VANDENĮ VERTINIMAS**

Darbo vadovė lekt. dr. Ilona Kerienė

Šiauliai, 2021

PATVIRTINIMAS apie parengto darbo savarankiškumą *CONFIRMATION*

Vardas, pavardė <i>Name, Surname</i>	Remigijus Šarna
Darbo pavadinimas <i>Thesis topic</i>	Išplaunamų medžiagų iš agroekosistemų į paviršini vandenį vertinimas Leaching materials evaluation of agroecosystem into surface water

Patvirtinu, kad įteikiamas darbas yra atliktas mano paties ir nėra pateiktas kitam kursui šiame ar ankstesniuose semestruose; nebuvo naudotas kitoje mokslo ir (ar) studijų įstaigoje Lietuvoje ir užsienyje; nenaudoja šaltinių, kurie nėra nurodyti darbe, ir pateikia visą panaudotos literatūros sąrašą.

Šiame darbe tiesiogiai ar netiesiogiai panaudotos kitų šaltinių citatos yra pažymėtos literatūros nuorodose.

I confirm that I am the author of submitted paper, which has been prepared independently and has never been presented for any other course or used in another educational institution, neither in Lithuania, or abroad. I also provide a full bibliographical list which indicates all the sources that were used to prepare this assignment and contains no unused sources.

Quotes from other sources directly or indirectly used in this thesis, are indicated in literature references.

Aš, Remigijus Šarna, pateikdamas (-a) šį darbą, patvirtinu (pažymėti)
I, Remigijus Sarna, by submitting this paper confirm (check)



PATVIRTINIMAS APIE ATSAKOMYBĘ UŽ LIETUVIŲ KALBOS TAISYKLINGUMĄ ATLIKTAME DARBE

Patvirtinu lietuvių kalbos taisyklingumą atliktame darbe.

.....
(data)

.....
Remigijus Šarna

.....
(studento vardas ir pavardė, parašas)

TURINYS

ĮVADAS.....	4
1. LITERATŪROS APŽVALGA.....	5
1.1. Sausinimo sistemos.....	5
1.2. Europos Sąjungos ir nacionalinis pasklidusios taršos gamtinėje aplinkoje teisinis reguliavimas.....	6
1.3. Biogeninių elementų ir sieros dinamika dirvožemyje.....	8
1.4. Paviršiaus anijonaktyviosios sintetinės medžiagos agroekosistemose.....	11
1.5. Biogeninių medžiagų išsiplovimą, iš agroekosistemų sausinimo įrenginių, sąlygojantys veiksniai.....	11
1.6. Paviršinio vandens būklė Lietuvoje.....	15
1.7. Iš sausinimo sistemų keliamos taršos paviršiniam vandeniui mažinimo priemonės.....	16
2. TYRIMO OBJEKTAS IR METODIKA.....	18
2.1. Tyrimo objektas.....	18
2.2. Tyrimo metodika.....	20
2.2.1. Bendrojo fosforo nustatymas.....	21
2.2.2. Anijonaktyviųjų sintetinių veikliųjų medžiagų koncentracijos nustatymas.....	23
2.2.3. Ištirpusių anijonų nustatymas jonų mainų chromatografija.....	24
2.3. Statistinė duomenų analizė.....	26
3. REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ.....	27
3.1. Sausinimo sistemų vandens fizikiniai parametrai.....	27
3.2. Ištirpusių anijonų koncentracijos sausinimo sistemų ir paviršiniame vandenyje.....	29
3.3. Bendrojo fosforo koncentracija sausinimo sistemų ir paviršiniame vandenyje.....	35
3.4. Paviršiaus aktyviųjų medžiagų koncentracijos sausinimo sistemų ir paviršiniame vandenyje.....	37
3.5. Ištirpusių medžiagų priklausomybės.....	37
3.6. Rekomendacijos taršos valdymui.....	40
IŠVADOS.....	41
SANTRAUKA.....	42
SUMMARY.....	43
LITERATŪRA.....	44
PRIEDAI.....	50

IVADAS

Vanduo, sutekantis iš agroekosistemų sausinimo įrenginių į paviršinį vandenį, gali turėti įtakos jo kokybei (Šaulys, Bastienė, 2008), nes išplaunamos medžiagos (nitratai, fosfatai) skatina eutrofikacijos procesą, o jų kiekiai vandenyje priklauso nuo antropogeninių ir gamtinių veiksnių (Sojka et al., 2019).

Agroekosistemos tiesiogiai susijusios su paviršinių vandenų tarša biogeninėmis ir kitomis medžiagomis. Didžiausi jų kiekiai patenka iš sausinimo sistemų, kita dalis - paviršiniu nuotėkiu. Dėl vandens nuotėkio sausinimo sistemomis į paviršinius vandenį per metus patenka nuo 5 iki 40 (kartais siekia iki 100) kg/ha bendrojo azoto (didžioji jo dalis - NO_3^- forma) (Pranckietis, 2013).

Lietuva pagal klimatinės sąlygas priklauso drėgmės pertekliaus teritorijai ir yra viena iš labiausiai sausinimo darbų paveiktų Baltijos šalių. Bendras nusausintas plotas sudaro apie 88 % žemės ūkio naudmenų ploto (Rudzianskaitė, Misevičienė, 2019). Dėl vienkryptės sausinimo sistemos tėkmės, prasisunkęs per dirvožemį į sistemą vanduo tiesiogiai patenka į paviršinį vandenį ir taip didina jo apkrovas biogeninėmis medžiagomis. Pasauliniu mastu taikomi įvairūs metodai azoto, fosforo ir kitų medžiagų žemės ūkio plotuose kontrolei. Tai apima išbarstomų į dirvožemį makroelementų kiekio reguliavimą, sėjomainą, alternatyvų žemės naudojimą, pažangių sausinimo sistemų diegimą (Hoover et al., 2016).

Darbo aktualumas. Sausinimo sistemos vandens būklės vertinimas gali tiesiogiai parodyti, kaip žemės ūkis veikia paviršinius vandenį. Sausinimo sistemos vandens hidrocheminė analizė ir monitoringas nėra plačiai vykdomas Lietuvoje. Dažniausiai tokie tyrimai atliekami paviršinių ežerų, upių vandens būklei nustatyti. Todėl šis darbas yra aktualus, suteiks naujų mokslo žinių apie ištirpusias medžiagas vandenyje, tekančiame iš sausinimo sistemos bei turės praktinę vertę vykdant paviršinio vandens eutrofikacijos procesų kontrolę.

Darbo objektas. Agroekosistemų sausinimo sistemos vanduo.

Darbo tikslas. Nustatyti vandens, ištekančio iš agroekosistemų, kokybę, įvertinti apkrovas biogeninėmis medžiagomis ir pateikti rekomendacijas taršos valdymui.

Darbo uždaviniai.

1. Ištirti iš agroekosistemų sausinimo įrenginių išplaunamo vandens hidrocheminius parametrus.
2. Įvertinti išplaunamų iš agroekosistemų cheminių medžiagų priklausomybę nuo gamtinių ir antropogeninių veiksnių.
3. Pateikti pasiūlymus ir rekomendacijas agroekosistemų taršos valdymui.

1. LITERATŪROS APŽVALGA

1.1. Sausinimo sistemos

Agroekosistemų taršos baseinai užima daugiau nei ketvirtadalį šalies ploto ir daro didelį poveikį vandens telkiniams Lietuvoje (Bastienė, Šaulienė, 2009), nes žemės ūkio plėtra didina maisto medžiagų išplovimą (Staugaitis, 2018).

Lietuvos teritorija apibūdinama kaip drėgmės pertekliaus zona, nes kritulių kiekis yra 60 % didesnis nei išgaruojama. Pavasarį ir rudenį dirvožemis būna per drėgnas žemės ūkio augalų auginimui. Sausinimo sistemos leidžia reguliuoti drėgmės režimą dirvoje (Rudzianskaitė, Misevičiene, 2019).

Sausinimas reikšmingai keičia dirvožemio drėgmės režimą. Gausėjant hidrologinėi informacijai ir tobulėjant tyrimo metodams sausinimo sistemos poveikis upių ir upelių hidrologiniam režimui vertinamas nevienareikšmiškai. Skirtingai sausinimo sistemos veikia mažų ir didelių teritorijų vandens balansą. Jo poveikis mažėja didėjant teritorijos plotui (Aplinkos apsaugos agentūra, 2015).

Lietuva išlieka viena iš labiausiai sausinimo darbų paveiktų Baltijos šalių. Bendras nusausintas plotas sudaro apie 88 % žemės ūkio naudmenų ploto (Rudzianskaitė, Misevičienė, 2019). Bendras šalies nusausintas plotas siekia 3,021 mln. ha, tai sudaro 47 % visos šalies teritorijos (Povilaitis et al., 2018). Sausinimo sistemos yra įrengtos siekiant sureguliuoti dirvožemio vandens, šilumos ir oro režimą, sudaryti geresnes sąlygas žemės ūkiui, išsaugoti ir padidinti dirvožemio derlingumą bei sukurti racionaliai valdomą žemės plotą (Klimašauskas, Šaulys, 2017). Nevertinat kitų veiksnių, sausinimo sistemų įrenginių plėtra sukuria palankias sąlygas didesnei biogenų išplovai iš dirvožemio (Aplinkos apsaugos agentūra, 2015). Žemės ūkio ministerijos duomenimis, Lietuvos nusausintose žemėse yra iškasta 62,8 tūkst. km griovių. Bendras sausinimo sistemų ilgis sudaro 1,588 mln. km. Vidutinis sausinimo sistemų amžius – 40 metų.

Šiaurės Amerikos mokslininkai turi didelę patirtį aiškinantis kaip sausinimas paveikia gamtinę aplinką, nes pirmieji sausinimo sistemų įrengimo darbai prasidėjo 1800 metais. Lietuvoje daugiausiai sausinimo sistemų įrengta Sovietų Sąjungos okupacijos periodu, ypač 1960-1980 metais (Aleknavičius, 2017). Mokslininkai nurodo, kad didžiausią pavojų kelia į sausinimo sistemos vandens patenkančios maistinės medžiagos, pirmiausia azotas ir fosforas. Šie du elementai yra patys reikšmingiausi tiriant vandens kokybę ir ekologines problemas (Blann et al., 2009).

Šiuo metu didžiausias dėmesys yra skiriamas teršalams, išleidžiamiems iš sutelktųjų taršos šaltinių (pramonės įmonių ir gyvenamųjų teritorijų). Tačiau yra teisinių spragų kontroliuojant pasklidusios vandens taršos šaltinius (Ruminaite, 2010).

1.2. Europos Sąjungos ir nacionalinis pasklidusios taršos gamtinėje aplinkoje teisinis reguliavimas

Lietuva vandens taršos valdymui įgyvendina, Europos Sąjungoje priimtų direktyvų. Ypatingai svarbi direktyva (dar kitaip vadinama Nitratų direktyva), reguliuojanti vandens taršą nitratais: Europos Bendrijų Tarybos priimta direktyva 91/676/EEB dėl vandenių apsaugos nuo taršos nitratais iš žemės ūkio (Europos Bendrijos Taryba, 1991). Svarbiausias jos tikslas ir reikalavimai susiję su teršimo nitratais žemės ūkyje mažinimu arba visišku pašalinimu. Pažymima, kad daugiau kaip 50 % viso azoto, užteršusio paviršinius vandenius, atsiranda dėl ūkininkavimo veiklos.

Remiantis Nitratų direktyva, Lietuvos žemės ūkio ir aplinkos ministrų priimtas įsakymas „Dėl mėšlo ir srutų tvarkymo aplinkosaugos reikalavimų aprašo patvirtinimo“ (aplinkos ir žemės ūkio ministerija, 2005). Tai vienas iš pagrindinių teisės aktų, kuris reguliuoja ūkinę veiklą, siekiant sumažinti gruntinių ir paviršinių vandenių teršimą nitratais. Per kalendorinius metus į dirvą patenkančio azoto kiekis negali viršyti 170 kg/ha, nustatomas laikotarpis, kai draudžiama tręšti laukus organinėmis trąšomis (priklausomai nuo orų sąlygų šis laikotarpis kinta), reikalaujami tręšimo planai, dirvožemio tyrimai. Šis įsakymas neapima augalininkystės ūkių, kurie tręšia tik mineralinėmis trąšomis. Siekdami aukštų derlių dažnai viršija 170 kg/ha azoto. Siekiant nepabloginti sausavimo sistemos ir paviršinio vandens kokybės reikia laikytis šių reikalavimų.

Lietuvos Respublikos melioracijos įstatymas nurodo, kad valstybei nuosavybės teise priklauso: sureguliuoti upeliai, grioviai, nuvedantys vandenį nuo daugiau kaip vieno žemės savininko ar kito naudotojo sklypo. Sausavimo sistemos vamzdynas, jeigu jų skersmuo didesnis nei 12,5 cm priklauso taip pat valstybei (melioracijos įstatymas, 2004). Pastaraisiais metais valstybė siekia perleisti šį turtą žemių savininkams, įpareigodami jį tinkamai prižiūrėti.

Europos parlamento ir tarybos priimta vandens pagrindų direktyva (2000/60/EB) nustato Bendrijos veiksmų vandens politikos srityje pagrindus (Europos Bendrijos Taryba, 2000). Joje nurodoma, kad požeminis, gruntinis vanduo turi didelę reikšmę paviršinių vandens telkinių būklei. Pagrindiniai tikslai – sumažinti prioritetinių teršalų koncentracijas paviršiniuose telkiniuose iki foninių koncentracijų, neleisti nuskursti vandens ekosistemoms, užtikrinti požeminio vandens taršos mažinimą. Europos Sąjungos narės, įgyvendinat šią direktyvą, turi

išskirti savo teritorijoje esančius upių baseinus. Valstybės narės turėtų vykdyti vandens būklės monitoringą, lyginti rezultatus.

Lietuva taip pat nacionaliniais teisės aktais reglamentuoja paviršinio ir požeminio vandens apsaugą. Pagrindinis teisės aktas – vandens įstatymas. Šiuo įstatymu yra įgyvendinama vandens pagrindų direktyva 2000/60/EB. Vandens įstatymo tikslas – užtikrinti paviršinių ir požeminių vandens telkinių būklę, neleisti jai prastėti, bei darniai naudoti vandens išteklius. Pagal šį įstatymą vandens telkinių valdymui Lietuvos teritorija suskirstyta į upių baseinus rajonus: Nemuno, Ventos, Lielupės ir Dauguvos. Paviršinio ir požeminio vandens būklei, visuose upių baseinų rajonuose ar jų dalyse, stebėti vykdomas monitoringas.

Europos Sąjunga 2019 metais patvirtino naująją ekonomikos, aplinkosaugos darnaus vystymosi strategiją Europos žaliasis kursas. Tai gana ambicingas susitarimas, kuriuo siekiama, kad 2050 m. Europos Sąjunga taptų pirmuoju, klimato požiūriu, neutraliu žemynu. Siekiant įgyvendinti išsikeltus tikslus, Europos žaliasis kursas ypatingai palies žemės ūkį. Strategija „nuo ūkio iki stalo“ numato dirvožemio taršos valdymą iki 2030 metų. Siekiama 50 % sumažinti cheminių pesticidų naudojimą, 20 % sumažinti trąšų naudojimą, bei 50 % sumažinti maisto medžiagų netekimą iš dirvožemio. Pabrėžiama, kad dirvožemio apsauga yra svarbi įgyvendinant „nuo ūkio iki stalo“, klimato kaitos ir biologinės įvairovės strategijas. Ekologinių ūkių plėtros strategijoje išsikeltas tikslas – iki 2030 m. ekologinių ūkių plotai sudarytų 25 % nuo visų ūkių. Lietuvos žemės ūkio ministerijos duomenis ekologinių ūkių plotai sudarė tik 8,4 % nuo visų ūkių 2020 metais.

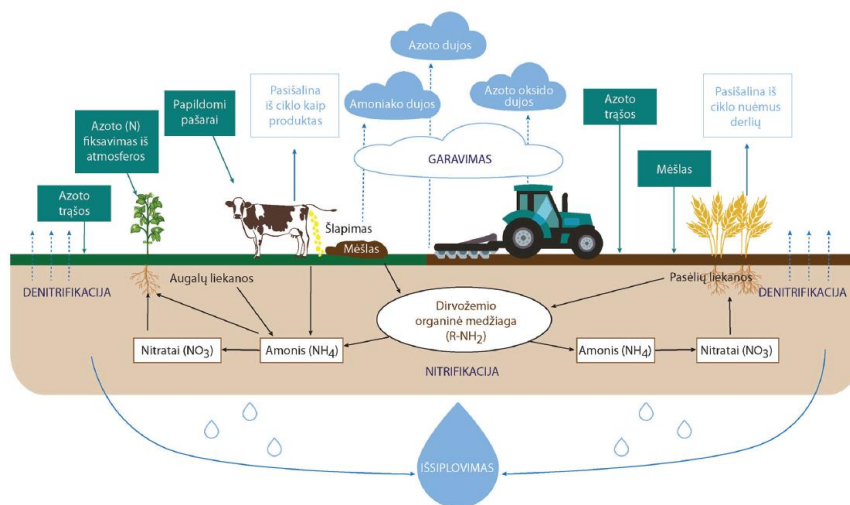
Atlikta Europos Sąjungos žaliojo kurso analizė parodė, kad gera dirvožemio būklė turi didelę įtaką orui, klimatui, požeminio ir paviršinio vandens kokybei ir visai ekosistemos būklei. Lietuva kol kas neturi dirvožemio įstatymo. Lietuvos Respublikos Seimas 2017 metais registravo dirvožemio įstatymo projektą, kuriuo siekiama įtvirtinti tinkamą dirvožemio apsaugą, jo funkcijas ir naudojimą. Lietuva, įgyvendindama Europos žaliąjį kursą, šį įstatymą turėtų priimti netolimoje ateityje.

Lietuvos Respublikos žemės ūkio ministro įsakymas „Dėl žemės ūkio naudmenų geros agrarinės ir aplinkosaugos būklės reikalavimai“ numato priemones įgyvendinti geros agrarinės ir aplinkosaugos būklės (GAAB) standartus. Vienas iš GAAB standartų – „Gruntinio vandens apsauga nuo taršos: tiesioginio nuotekų išleidimo į gruntinį vandenį draudimas ir priemonės, kuriomis užkertamas kelias netiesioginei gruntinio vandens taršai, kai ant žemės patenka ir per dirvožemį persisunkia pavojingos medžiagos, išvardytos Direktyvos 80/68/EEB priede“. Šiame priede išvardintos pavojingos medžiagos tokios kaip: sunkieji metalai, naftos produktai bei eutrofikaciją sukeliantys azotas ir fosforas. Pagal šį standartą, pavojingos medžiagos, trąšos,

pesticidai bei jų pakuotės turi būti laikomos taip, kad būtų išvengta tiesioginio ar netiesioginio šių medžiagų patekimo į požeminį vandenį.

1.3. Biogeninių elementų ir sieros dinamika dirvožemyje

Azotas (N) yra vienas iš pagrindinių biogeninių elementų. Kaip teigia Ž. Staugaitis (2018), dirvožemyje yra daug skirtingų azoto formų ir kiekviena jų dalyvauja įvairiuose procesuose. Žemės ūkyje naudojamos mineralinės azoto trąšos, kuriose azotas būna nitratinis, amonio. Organinės trąšos – mėšlas, srutos, kompostas, savyje taip pat turi daug azoto. Patekus į dirvožemį azotui, vyksta jo transformacijos ciklas.



1 pav. Azoto dinamika dirvožemyje (Geros žemės ūkio praktikos kodeksas, 2019)

Remiantis 1 paveikslu, galima išskirti pagrindinius azoto kaitos dirvožemyje procesus: azoto fiksacija, mineralizacija (amonifikacija), imobilizavimas, nitrifikacija ir denitrifikacija. Mineralizacijos metu organinė azoto forma, veikiant mikroorganizmams, verčiama į amonio jonus (NH_4^+), nitrifikacijos metu amonio jonai (NH_4^+) virsta augalams prieinamu nitratu (NO_3^-), denitrifikacijos metu vyksta nitrato (NO_3^-) redukcija į azoto dujas N_2 .

Azoto fiksaciją atlieka mikroorganizmai diazotrofai, kurie atmosferos azotą N_2 oksiduoja į amoniaką NH_3 , kuris vėliau dirvoje virsta prieinamu augalams amonio jonu NH_4^+ (Mus et al., 2016). L. Šarūnaitės ir kt. (2008) atlikti tyrimai parodė, kad priklausomai nuo auginamų augalų, fiksuoto biologinio azoto kiekiai gali siekti nuo 73 iki 119 kg/ha. Ankštinių augalų gumbelinės bakterijos geba sukaupti daugiausiai, net iki 170 kg/ha, biologinio azoto.

Didžioji dalis azoto yra sukaupta organinėse medžiagose ir yra augalams neprieinama. Augalams azotas prieinamas tampa tik po mineralizacijos, o tai priklauso nuo organinės medžiagos skilimo greičio (Staugaitis, 2018). Šis procesas dirvožemyje yra itin svarbus, nes augalų nepasisavinamas organinis azotas tampa pasisavinamu - mineraliniu (Žičkienė, 2016).

Organinėje dirvožemio medžiagoje yra apie 5 % azoto. Tai rodo, kad dirvožemiuose azoto gali būti 6-15 t/ha. Mineralizacija vyksta lėtai, per visą augalų vegetaciją, todėl azotas nėra prarandamas. Vidutinis dirvožemio azotingumas yra 0,1 – 0,2 % (Motuzas ir kt., 2009).

L. Žičkienė ir kt. (2015) teigia, kad mineralinio azoto kiekiai ($N-NO_3^- + N-NH_4^+ = N_{min}$) dirvožemyje kinta priklausomai nuo klimatinių, žemės dirbimo, tręšimo, auginamų augalų rūšių, dirvožemio granulimetrinės sudėties. Augalai sugeba pasisavinti nitratinės ir amonio formoje esantį azotą. Sunkesnės granulimetrinės sudėties dirvožemiuose kaupiasi daugiau mineralinio azoto nei lengvesnės (Staugaitis, Vaišvila, 2015).

Nitrifikacijos proceso metu amonio jonai (NH_4^+) virsta nitratais (NO_3^-). Pavojingiausia aplinkai azoto forma yra nitratai (NO_3^-), kurie skirtingai nei amonio jonai (NH_4^+), nesorbuojami dirvožemio ir juos sunkiau įsisavina augalai, todėl dirvožemyje vyksta jų migracija. Dirvožemio koloidai, kurie vykdo medžiagų mainų sorbcijos procesus, vadinami dirvožemio sorbuojamuoju kompleksu (Šimansky, et al., 2017). Dirvožemio sorbcijos komplekso krūvis dažniausiai yra neigiamas, todėl nitratai, taip pat turėdami neigiamą krūvį gali laisvai judėti, nes nėra sorbuojami dirvožemyje. Vienvalenčių anijonų (NO_3^-) dirvožemis nesorbuoja, nes jie su katijonais sudaro labai tirpias druskas, išplaunamas iš dirvožemio (Motuzas ir kt., 2009). Anijonai NO_3^- būna dirvožemio tirpale (Šimansky et al., 2017). Apie 90-98 % azoto iš dirvožemio išplaunama nitratų formos. Be to, dalis jų virsta kenksmingais nitritais (NO_2^-) (Staugaitis, 2018). Dirvožemio nitratų duomenys yra labai svarbūs norint suprasti azoto dinamiką ekosistemose bei valdyti agroekosistemas (Zhu et al., 2021). Azoto junginių pokyčiai turi didelę reikšmę ne tik žemės ūkio augalams, bet ir visai ekosistemai (Lapinskas, 2008). Po augalų vegetacijos likęs nitratinis azotas, veikiant krituliams, gali būti išplaunamas į sausinimo sistemos ir požeminius vandenis. Be nitratų išsiplovimo iš dirvožemio, azoto kiekis dirvožemyje gali sumažėti dėl denitrifikacijos – nitratinio azoto redukcijos į išgaruojantį dujinį azotą - $NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ (Vaišvila, 1999).

Fosforas yra vienas pagrindinių elementų, būtinų visiems gyviesiems organizmams. Priešingai kai kurioms dirvožemyje nepastovioms neorganinėms azoto formoms, fosforas lengvai mineralizuojamas ar išsiplauna bei pasipildo iš oro, fosforas yra palyginti pastovus, o jo šaltinis yra tik dirvožemio mineralai ir organinėje medžiagoje esantys fosforo junginiai (Gužys, Petrokienė, 2006). Nors fosforo dirvožemyje yra daug, tiek organinėje tiek neorganinėje formoje, jo prieinamumas yra ribotas, nes jis dažniausiai būna netirpių formų. Augalams prieinamas tik 0,1 % bendro dirvožemio fosforo (Sharma et al., 2013). Augalai geba pasisavinti tik vandenyje tirpų judrų fosforą (P_2O_5). Fosforo rūgšties anijonai ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}

, PO_4^{3-}) linę sorbuotis su dirvožemio katijonais, sudarydami mažai tirpias druskas. Todėl kritulių vanduo fosforą į gilesnius dirvožemio horizontus praktiškai mažai išplauna.

Fosforo ciklas dirvožemyje yra unikalus ir skiriasi nuo azoto dinamikos, kadangi fosforas neegzistuoja dujinės formos. Fosforas cheminiu požiūriu yra labai aktyvus elementas, todėl jo laisvo gamtoje neaptinkama. Bendras fosforas dirvožemyje apima mineralinį ir organinį fosforą. Dirvožemyje daugiausia vyrauja mineralinis fosforas, kuris sudaro nuo 35 % iki 70 % bendrojo fosforo (Jokubauskaite et al., 2015). Skverbiantis gilyn į dirvožemį, fosforo kiekis mažėja. Lietuvos dirvožemiuose suminio fosforo koncentracija svyruoja nuo 0,04 iki 0,3 %, o ariamajame sluoksnyje jo dažniausiai randama 0,1-0,2 % (Staugaitis, Vaišvila, 2019). Didelis kiekis fosforo dirvožemio viršutiniuose sluoksniuose aiškintinas tuo, kad augalų šaknys jį iškelia iš gilesnių sluoksnių (Vaišvila, 1999). Fosforo kiekis dirvožemyje priklauso nuo šio elemento gausumo dirvodarinėse uolienose bei ūkinės veiklos.

Atlikta azoto ir fosforo dinamikos analizė parodė, kad šie junginiai yra ypač svarbūs augalams, nes dalyvauja visuose augalų biocheminiuose procesuose. Tačiau esant dideliems azoto ir fosforo kiekiams, augalai nesugeba jų pasisavinti, todėl tampa teršalais, kurie neigiamai veikia tiek ekosistemų pusiausvyrą, tiek žmonių sveikatai. Net 16,9 % šalies gyventojų vartoja gruntinį požeminį vandenį, todėl tarša azoto junginiais teršia gruntinį geriamąjį vandenį ir kelia pavojų žmonių sveikatai. (Valstybės kontrolė, 2020). Ne mažesnė problema - paviršinių vandens telkinių eutrofikacija. Europoje 53 % vandens telkinių yra paveikti eutrofikacijos (Rutkoviėnė, Sabienė, 2008). Šis procesas intensyviai vyksta ir Lietuvos vandens telkiniuose. Biogeninių medžiagų prietaka į atviras tėkmes sąlygoja eutrofikacijos procesą, kurio metu yra sutrikdomi natūralūs vandens ekosistemų trofiniai ryšiai (Živatkauskienė, Povilaitis, 2018). Fosforas yra laikomas pagrindine, ribojančia eutrofikaciją, maistine medžiaga daugumoje gėlųjų vandenų ekosistemose. Todėl fosforo kiekio kontrolė laikoma sėkmės raktu, mažinant eutrofikaciją ir valdant vandenų ekologinę būklę (Holman et al., 2008).

Sieros dirvožemio organinėje medžiagoje yra sukaupta daugiau kaip trys ketvirtadaliai, likęs kiekis – mineraliniuose junginiuose (Staugaitis, Vaišvila, 2019). Dirvožemis sieros junginius mažai sorbuoja, todėl jie migruoja, o sulfatų koncentracija nuolat kinta. Sulfatai (SO_4^{2-}) yra vieni iš pagrindinių ir judriausių lengvai išplaunamų iš vandens anijonų (Staugaitis, Vaišvila 2015). Atlikti G. Staugaičio tyrimai 1976-2019 parodė, kad judrioji sierra būna dirvožemio tirpale, mažiau – sorbuotų molio dalelėse. Dirvožemio nesorbuoti sulfatai, kaip ir nitratai, kritulių yra intensyviai išplaunami į gilesnius sluoksnius, patenką į sausinimo sistemos vandenį.

1.4. Paviršiaus anijonaktyviosios sintetinės medžiagos agroekosistemose

Anijoninės sintetinės paviršiaus medžiagos (PAM) plačiai naudojamos pramonėje: trąšų, cheminių augalų apsaugos produktų gamyboje (Tagavifar et al., 2018). Šios medžiagos į agroekosistemas patenka naudojant augalų apsaugos produktus bei mineralines trąšas. Anijoninėms paviršiaus medžiagoms patekus į dirvožemį, jos gali būti prijungtos dirvožemio sorbuojamojo komplekso arba veikiant krituliams migruoti gilyn ir taip pasiekti gruntinius vandenius (Ivankovic, Hrenovic, 2010). Pasaulio sveikatos organizacija nurodo, kad vandenyje, kuris vartojamas maistui, negali būti didesnė koncentracija kaip 1 ppm anijoninių aktyviųjų medžiagų (Kanchi et al., 2012). Pagal Lietuvos aplinkos ministro įsakymą, paviršiaus anijonaktyviųjų medžiagų didžiausią leistiną koncentraciją išleidžiamiesiems vandenims į gamtinę aplinką yra 1,5 mg/l. PAM vandenyje sudaro plėvelę, kuri mažina vandens įtemptį, trukdo dujų apykaitai, veikia gyvųjų organizmų fiziologinius procesus (Zhu et al., 2021). Todėl gamtinės aplinkos tarša šiomis medžiagomis yra aktuali problema.

1.5. Biogeninių medžiagų iššiplovimą, iš agroekosistemų sausinimo įrenginių, sąlygojantys veiksniai

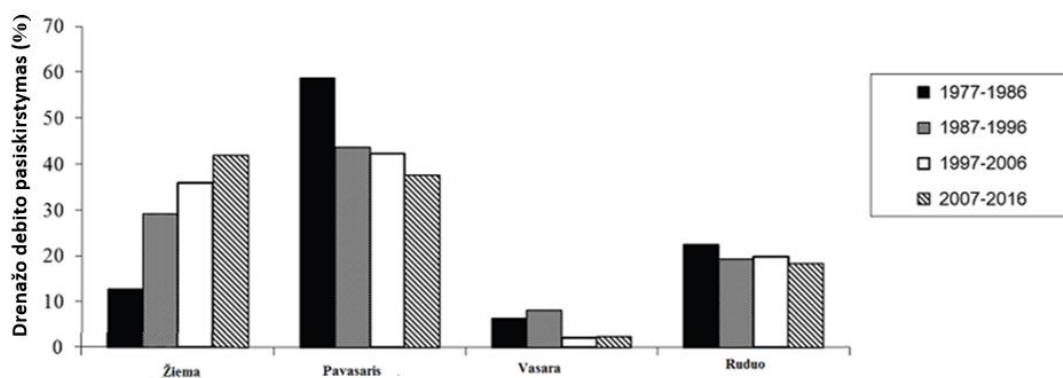
Sausinimo sistemos vandens cheminė sudėtis priklauso nuo daugelio veiksnių. Tai priklauso nuo kritulių intensyvumo bei trukmės, metų laiko ir dirvožemio granulometrinės sudėties (Adomaitis, ir kt., 2002). G. Staugaičio ir J. Mažvilos atlikti tyrimai (2019) parodė, kad maisto medžiagų iššiplovimas priklauso nuo oro temperatūros, kritulių, humuso kiekio dirvožemyje, priešsėlių paliktų organinių atliekų gausos ir įvairovės bei dirvožemyje vykstančių mineralizacijos procesų. Tręšimas organinėmis ir mineralinėmis trąšomis taip pat turi didelį poveikį išsiplaukamų maisto medžiagų koncentracijoms vandenyje (Mažvila ir kt., 2011). A. Bučienė (2009) nurodo, kad turintys įtakos biogeninių medžiagų iššiplovimui sausinimo sistemomis veiksniai gali būti skirstomi į gamtinius, antropogeninius ir mišrius.

Dėl didesnio vandeningumo ir augalų vegetacijos savybių (augalų suvartojimo tirpių mineralinių junginių kiekio) šių medžiagų iššiplovimas ir patekimas į paviršinius vandenius yra didesnis anksti pavasarį ir vėlu rudenį, taip pat žiemą, esant teigiamai oro temperatūrai. Šie laikotarpiai vadinami kritiniais vertinant biogeninių medžiagų iššiplovimą sausinimo sistemomis (Aplinkos apsaugos agentūra, 2015).

Vertinant gamtinius veiksnius, svarbiausias yra sausinimo sistemos nuotėkio dydis. Jis priklauso nuo meteorologinių sąlygų, iš jų svarbiausi yra krituliai: jų kiekis, intensyvumas ir cheminė sudėtis, kiek mažiau svarbi oro temperatūra (Bučienė, 2009).

Skirtinga biogeninių medžiagų išplovą (kg/ha) nustatoma vandeningais ir sausingais metais (Aplinkos apsaugos agentūra, 2015). Atlikti tyrimai parodo tiesioginę priklausomybę tarp didesnio azoto išsiplovimo ir didelio vandeningumo. Vidutinio klimato zonoje dažniausiai 5-25 % iškritusių kritulių pasiekia sausinimo sistemas. Kita dalis nuteka su paviršiniu nuotėkiu, išgaruoja iš dirvožemio, augalai įsisavina transpiracijai (Mokrik, Mažeika, 2006). Vidutinio vandeningumo metais sausinimo sistemos nuotėkis sudaro apie 20 % iškritusių kritulių kiekio (Aplinkos apsaugos agentūra, 2015). A. Bučienė ir K. Gaigalis (2012) nustatė, kad vandeningais metais gali net iki 40 % iškritusių kritulių patekti į sausinimo sistemas, o sausingais metais tik 7-10 %. Biogeninių medžiagų išplovai nemažą įtaką daro ir šių medžiagų kiekiai krituliuose. Kasmet 3-5 kg/ha azoto patenka į dirvožemį su krituliais, dažniausiai susidaro perkūnijos metu (Vaišvila, 1999). Kiti tyrėjai nurodo didesnius, per metus su krituliais patenkančio azoto ir fosforo ant žemės paviršiaus kiekius: 5-12 kg/ha amonio azoto, 3-6 kg/ha nitratinio azoto ir 0,1-0,3 kg/ha ortofosfatinio fosforo (Ulevičius ir kt., 2009).

Klimato atšilimo procesai (0,7 °C per daugiau nei 30 metų) ir teigiama oro temperatūra net šaltojo periodo sąlygomis kelia didesnę riziką biogeninių medžiagų išsiplovimui iš dirvožemio (Kinderienė, Karčauskienė, 2016). Ruminaitės (2010) teigimu, klimato pokyčiai ypatingai ryškūs Lietuvoje per paskutinius 30 metų.



2. pav. Drenažo vandens nutekėjimo sezoniškumas (Povilaitis ir kt., 2018)

A. Povilaičio ir kt. (2018) atlikti tyrimai parodė, kaip kito vandens nutekėjimo sausinimo sistemomis sezoniškumas 1977-2016 metų laikotarpiu. Remiantis 2 paveikslo duomenimis, ypatingai ryškus vandens nutekėjimo padidėjimas buvo žiemos sezonu. Beveik 30 % padidėjo lyginant 1977-1986 ir 2007-2016 metų laikotarpius. Aktyviuoju augalų vegetacijos laikotarpiu vandens nutekėjimas sumažėja. Tai galima susieti su klimato kaitos padariniais, dėl

ko dažniau vyrauja sausringi laikotarpiai šiltuoju metų laiku. Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos duomenimis 2018 ir 2019 metų augalų vegetacijos sezonai buvo labai sausringi, daugelyje Lietuvos rajonų paskelbtos stichinės sausras. Vilniaus universitete atlikti klimato kaitos ateities prognostinis modeliavimas (Lietuvos hidrometeorologijos tarnyba, 2021). Gauti rezultatai rodo, kad oro temperatūra XXI amžiuje toliau augs, didžiausi pokyčiai numatomi šaltuoju metų laikotarpiu. Šio amžiaus pabaigoje vidutinė žiemos temperatūra numatoma jau teigiama. Didžiausi kritulių pokyčiai taip pat numatomi žiemą. Bendrai kritulių normą XXI amžiaus pabaigoje numatoma 16-22% daugiau nei XX amžiaus pabaigoje. Klimato kaitos analizė Lietuvoje parodė, kad vis didesnę įtaką turės biogeninių medžiagų išsiplovimui drenažo sistemomis.

Dirvožemio granulimetrinė sudėtis yra reikšminga biogeninių medžiagų akumuliacijai ir išsiplovimui (Mažvila ir kt., 2011). Nuo jos priklauso dirvožemio fizikinės, mechaninės ir cheminės savybės, vandens laidumas, maisto medžiagų išsiplovimas (Staugaitis, Vaišvila, 2019). Azoto ir fosforo junginių išplovą skirtingos granulimetrinės sudėties dirvožemiuose lemia skirtinga šarminėmis savybėmis pasižyminčių sorbuojamų medžiagų suma (Aplinkos apsaugos agentūra, 2015). Remiantis 1 lentelės duomenimis, dirvožemio granulimetrinė sudėtis turi įtakos biogeninių medžiagų išsiplovimui. Azotas intensyviausiai išsiplauna smėlio dirvožemyje, o mažiausiai - molio. Su fosforu situacija yra priešinga, molingame dirvožemyje fosforas išplaunamas intensyviau nei smėlio dirvožemyje. Pagal R. Ruminaitę (2010) fosforo kartu su sausinimo sistemos nuotėkiu išsiplauna panašūs kiekiai tiek iš lengvesnės, tiek iš sunkesnės granulimetrinės sudėties dirvožemių.

1 lentelė

Dirvožemio granulimetrinės sudėties poveikio azoto ir fosforo išplovai drenažu santykinės vertės (Aplinkos apsaugos agentūra, 2015)

Granulimetrinė sudėtis	Vertė	
	N	P
Smėlis	1,00	0,30
Rišlus smėlis	0,90	0,40
Priesmėlis	0,80	0,50
Vidutinio sunkumo priemolis	0,70	0,70
Sunkus priemolis	0,70	0,70
Dulkiškas sunkus priemolis	0,40	0,80
Smėlingas molis	0,30	0,80
Dulkiškas molis	0,30	0,80
Molis	0,20	0,80

A. Bučienė (2009) nustatė, kad azoto junginiai labiau linkę išsiplauti iš lengvos granulimetrinės sudėties dirvožemių. Iš smėlio, priesmėlio ir priemolio azoto per metus

išsiplovė atitinkamai 52,9, 45,6 ir 34,5 kg/ha. Daugiamečiai Lietuvos žemdirbystės instituto tyrimų duomenys rodo, kad iš skirtingos granulimetrinės sudėties dirvožemių azoto išsiplauna 29,2-87,7 kg/ha, fosforo apie 1 kg/ha. Kiti tyrėjai nurodo, kad lengvos granulimetrinės sudėties išplaunama nuo 26,3 iki 52,8 kg/ha azoto. Kai tuo tarpu iš priemolio dirvožemio kasmet išplaunama 10-20 kg/ha azoto (Bastienė ir kt., 2009).

G. Staugaičio, Z. Vaišvilos (2019) atlikti tyrimai parodė, kad humusas ir jo kiekis dirvožemyje yra svarbus veiksnys biogeninių medžiagų išsiplovimui. Iš humusingų dirvožemių išsiplauna mažiau maistinių medžiagų. Pastebėta, kad intensyvi antropogeninė veikla sukelia humuso sumažėjimą dirvožemyje, toks dirvožemis negali sulaikyti azoto junginių, tad jie yra lengvai išplaunami. Priešingą rezultatą parodė Bučienės (2009) atlikti tyrimai, kad didėjant dirvožemyje humuso kiekiui azoto išplova tai pat didėja. R. Ruminaitė (2010) teigia, kad azoto ir fosforo koncentracijos drenažo vandenyje yra didesnės anksti pavasarį ir vėlyvą rudenį dėl organinės dirvožemio dalies irimo ir mineralizacijos. Taip pat nurodo, kad didėjant organinės medžiagos kiekiui dirvožemyje, biogeninių medžiagų išplova didėja. Nusausintame dirvožemyje humusinis horizontas nepajėgia sorbuoti tirpių azoto junginių, todėl jie išplaunami į gilesnius sluoksnius.

Nustatyta, kad didelę įtaką biogeninių medžiagų išsiplovimui turi auginami augalai. Daugiausiai nitratinio azoto išplaunama iš kaupiamųjų augalų, rapsų. Kiek mažiau išplaunama iš grūdinių kultūrų (Aplinkos apsaugos agentūra, 2015). S. Strock et al. (2010) nurodo, kad azoto išsiplovimui didelę reikšmę turi augalų sėjomaina. V. Šaulys ir kt. (2008) 7 metų tyrime padarė išvadą, kad sėjomaina yra reikšmingas faktorius azoto išsiplovimui. Jų bandymas parodė, kad daugiames pievas, pakeitus žemės ūkio augalais, nitratinio azoto kiekiai sausavimo sistemos vandenyje statistiškai reikšmingai padidėjo. R. Ruminaitė (2010) nustatė, kad didėjant ariamos žemės plotams tiriamų mažų upių vandenyje nitritų azoto, nitratų azoto ir fosfatų fosforo koncentracija didėja. Lenkijos mokslininkai J. Fronczyk et al. (2016) nustatė, kad bendras azoto kiekis iš dirbamų laukų didesnis 2-4,5 karto nei iš pusiau natūralių pievų. A. Bučienės (2008) tyrimo rezultatai parodė, kad didesni kiekiai fosforo išsiplauna iš daugiametės pievos, nes žoliniai augalai šaknimis iš gilesnių sluoksnių iškelia fosforą ir paverčia į judrią formą. T. Adomaitis, J. Mažvila (2002) teigia, kad didesnės bendrojo fosforo koncentracijos didesnės auginant daugiames žoles. Aiškinama tuo, kad augant daugiametėms žolėms, pagausėja skaidančių dirvožemyje augalų sunkiai pasisavinamus fosforo junginius bakterijų. Bendrojo fosforo išplova daugiamečių žolių plotuose būna nuo 40 iki 70 % didesnė nei kitų augalų plotuose (Aplinkos apsaugos agentūra, 2015).

Vienas iš pagrindinių antropogeninių veiksnių, turinčių įtakos biogeninių medžiagų išsiplovimo kiekius yra tręšimas mineralinėmis ir organinėmis trąšomis.

2 lentelė

Ilgalaikio tręšimo įtaka anijonų koncentracijai lizimetrų vandenyje, Skėmiai, 1976-2020 (Staugaitis, Šarka, 2020)

Vidutinė metinė tręšimo norma kg/ha			NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
N	P ₂ O ₅	K ₂ O	0-40 cm sluoksnyje mg/l			
0	0	0	46	0,38	37	18
108	95	95	109	1,25	120	63
0	190	190	47	3,15	221	127
216	0	190	316	0,35	28	155
216	190	190	186	2,72	210	110

G. Staugaitis, A. Šarka (2020) pagal atliktus ilgalaikius tręšimo bandymus ištyrė dirvožemio vandenyje susidarančių anijonų koncentracijas. Remiantis 2 lentelės duomenimis, netręšiant azoto trąšomis nitratų koncentracija siekia 38-47 mg/l, patręšus 108 kg/ha azoto pakyla iki 131 mg/l, o padidinus azoto normą iki 216 kg/ha nitratų koncentracija pasiekia 316 mg/l. Gautas koreliacijos koeficientas (r) tarp patenkančio azoto ir nitratų kiekio vandenyje $r=0,9$. Fosfatų koncentracija taip pat priklauso nuo į dirvą patenkančių fosforo trąšų ($r=0,86$).

1.6. Paviršinio vandens būklė Lietuvoje

Pasklidoji tarša, sukelta žemės ūkio veiklos (azoto, fosforo junginiais) ne vienodai paveikia vandens telkinius. Stipriausias neigiamas poveikis nustatytas šiaurės, vidurio ir pietvakarių – Mūšos, Lielupės mažųjų intakų, Nevėžio, Dubysos ir Šešupės pabaseiniuose. Nurodoma, kad pasklidoji žemės ūkio tarša gali sudaryti nuo 45 iki 80 % visos į vandens telkinius išsiplaunamos nitratinio azoto taršos apkrovos (Aplinka, 2021).

Aplinkos apsaugos agentūros 2017 metų duomenimis Lietuvoje net 51 % upių ir 40 % ežerų neatitinka vandens telkinių geros būklės kriterijus (Aplinkos apsaugos agentūra, 2017). Kiti šaltiniai nurodo, kad Lietuvoje geros ekologinės būklės kriterijų dėl pasklidusios žemės ūkio taršos neatitinka 222 paviršinio vandens telkiniai iš 1177 (Aplinka, 2021). Aplinkos apsaugos agentūros ilgalaikiai monitoringo duomenys (1994-2020) parodo, kad tirtuose upelių vandenyse nitratų koncentracija iš esmės mažai kito ir svyravo panašiam lygmenyje, koncentracija nitratinio azoto siekė apie 0,15 mg/l. (Augustaitis, 2020). S. Misevičienės (2018) atlikti tyrimai parodė, upių ekologinė būklė priklauso nuo metų sezono. Žiemą ir pavasarį upių

ekologinė būklė pagal nitratinį azotą vertinama kaip bloga arba labai bloga, o vasarą atitiko gerą ekologinę būklę.

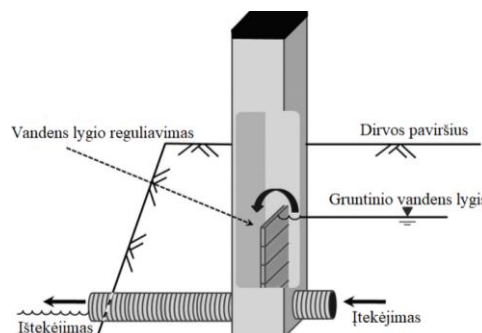
Aplinkos ministerija (2021) teigia, kad palyginus 2015-2015 ir 2016-2019 metų laikotarpius, 49 % stebėjimo vietų nitratų koncentracijos paviršiniuose vandenyse išlieka stabilios.

1.7. Iš sausinimo sistemų keliamos taršos paviršiniam vandeniui mažinimo priemonės

Agroekosistemų plėtra, klimato kaita, įgalina mokslininkus ieškoti būdų kaip patobulinti ar net pakeisti esamas sausinimo sistemas. Taikant šiuo metu vyraujančias sausinimo sistemas, galima tik nusausinti laukus. Tačiau šios sistemos turi trūkumų, nes sausringu periodu dirvožemis dar greičiau perdziūva, augalai skursta, prarandamas derlius. 2018 ir 2019 metų vegetacijos sezonai Lietuvoje buvo labai sausringi, daugelyje rajonų buvo paskelbtos stichinės sausras. Kitas trūkumas - patekus azoto, fosforo ir kitiems junginiams į sausinimo sistemos vandenį, jie tiesiogiai patenka į gamtinę aplinką. Lenkijoje atlikti bandymai parodė, kad vandens ištekėjimo užblokavimas iš sausinimo sistemų į gamtinę aplinką nuo kovo 1 dienos iki balandžio 1 dienos, sumažino nuo 50 iki 80 % ne tik vandens praradimą iš dirvos, bet ir biogeninių elementų patekimą į paviršinius vandenis (Sojka et al., 2019).

Norvegijoje atlikti tyrimai parodė, kad sausinimo sistemų vandens ištekėjimo valdymas yra labai svarbus siekiant palaikyti optimalias sąlygas augalams augti bei taršos mažinimui biogeniniais elementais (Deelstra, 2015).

Taikant pažangias sausinimo sistemų technologijas, sausinamuosiuose kanaluose yra įrengiami įvairūs melioraciniai statiniai, kurie gali sumažinti vandens tėkmės greitį ir eroziją. Kontroliuojamasis drenažas reguliuoja vandens tėkmės greitį. Sulėtėjus sausinimo sistemos vandens tėkmės greičiui, sumažėja suspenduotų dalelių ir maisto medžiagų pernaša į sausinimo sistemą (Finer ir kt., 2018).



3 pav. Reguliuojamo drenažo schema (Strock et al., 2010)

E. Ramoška ir kt. (2011) atliko 8 metų lauko tyrimus - lygino tradicinę sausinimo sistemą su kontroliuojamu drenažu (3 pav.). Rezultatai parodė, kad kontroliuojamas drenažas sumažino 20-28 % nitratinio azoto išsiplovimą. Taip pat nurodoma, kad sausringais metais, javų derlius gaunamas nuo 5,6 iki 10 % didesnis laukuose su kontroliuojama drenažo sistema.

A. Povilaitis ir kt. (2020) nurodo, kad kontroliuojamas drenažas azoto junginių metinį išsiplovimą sumažina nuo 20 iki 90 %, bendrojo fosforo nuo 10 iki 30 %. Taršos (biogeninių medžiagų) mažinimo efektas gaunamas dėl dirbtinai sumažinto sausinimo sistemos nuotėkio. Nustatyta, kad kontroliuojamas drenažas veikia 40-60 % trumpiau ir vidutiniškai 45 % mažesnis vandens nuotėkis lyginant įprasta sausinimo sistema.

A. Rudzianskaitė ir L. Misevičienė (2019) teigia, kad kontroliuojamas drenažas neturi tiesioginio poveikio fosforo ir azoto koncentracijoms drenažo vandenyje, tačiau turi įtakos šių medžiagų kiekiams, patenkantiems į gamtinę aplinką. Danijoje atlikti tyrimai (2012-2015) parodė, kad kontroliuojama drenažo sistema sumažina vandens nutekėjimą 37-54 %, azoto 38-51 % o fosforo 43-46 % iš dirvožemio (Carstensen et al., 2019).

V. Šaulys ir N. Bastienė (2008) tyrimais siekė nustatyti, kaip galima sumažinti biogeninių medžiagų apkrovą paviršiniams vandenims. Teigiama, kad į sausinimo sistemos tranšėjas papildomai į dirvožemį pridėjus 0,6 % negesintų kalkių (CaO) bendra fosforo koncentracija sumažėjo 50 % ir fosfato fosforo 64 % lyginant su įprasta drenažo sistema. Pagal atliktus A. Povilaičio ir kt., (2018) tyrimo rezultatus matyti, kad tikslinga drenažo sistemų tranšėjas užpildyti medžio skiedromis, šiaudais ir kalkėmis. Nitratų koncentracijas sumažino atitinkamai: 78 %, 69 % ir 52 %.

Aplinkos apsaugos agentūros ataskaitoje (2015) nurodoma, kad azoto ir fosforo apkrovos mažinimui paviršiniams vandenims, pirmenybė turi būti teikiama agronominėms priemonėms: subalansuotas tręšimas, sėjomaina, žemės dirbimas, tręšimo terminai ir t. t. Techninės-inžinerinės priemonės naudoti tik tada, kai agronominėmis priemonėmis negalima pasiekti norimo rezultato.

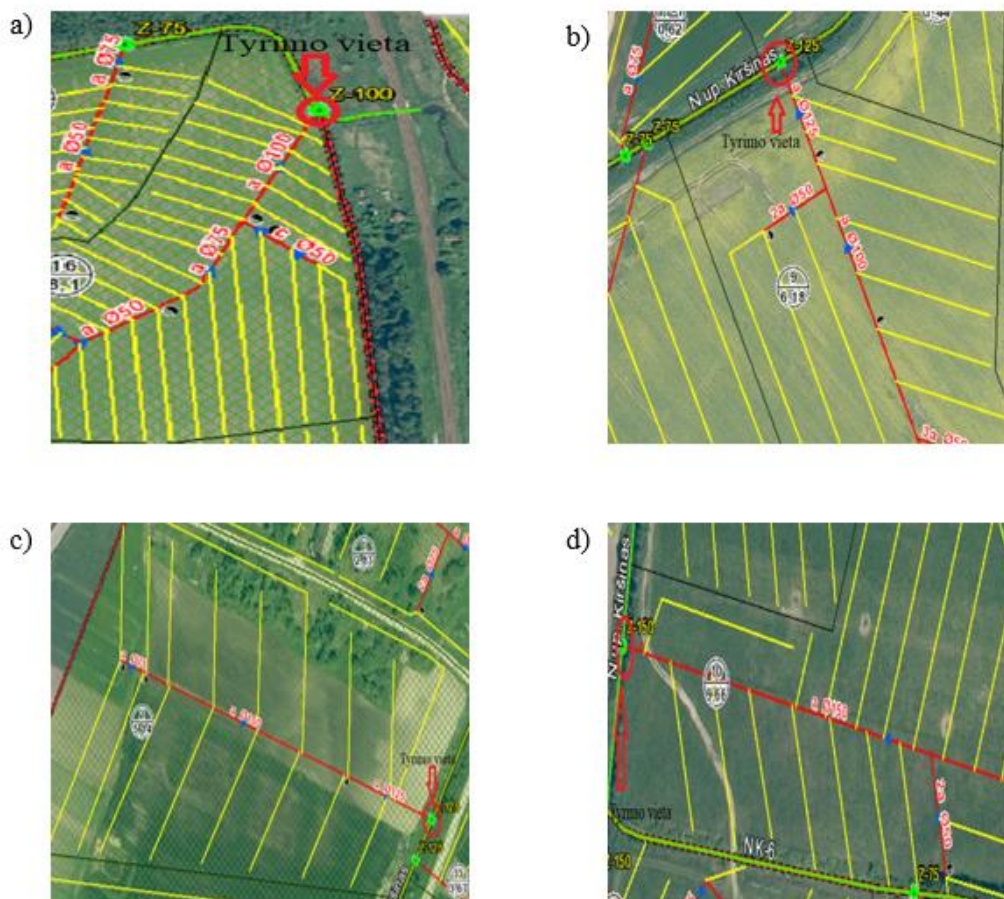
S. Maikštėnienė, L. Masilionytė (2011) palygino tradicinę žemdirbystę su ekologinę ir nustatė, kad ekologinė žemdirbystė ženkliai sumažina išsklaidytąją azoto taršą agroekosistemose. A. Šileika, S. Gužys (2003) nustatė, kad chloridų (Cl⁻) ir nitratų koncentracijos sausinimo sistemos vandenyje buvo atitinkamai 8-22 ir 24-80 % mažesnės ekologinės žemdirbystės plotuose lyginant su intensyvią žemdirbystę. G. Bagio (2008) atlikti tyrimai parodė, kaip vien tik žemės dirbimas lemia nitratų išsiplovimui sausinimo sistemomis. Metinis nitratų išsiplovimas net 55 % mažesnis iš minimalaus žemės dirbimo laukų lyginant su tradiciniu žemės dirbimu (gilus arimas).

2. TYRIMO OBJEKTAS IR METODIKA

2.1. Tyrimo objektas

Šio darbo objektas – gruntinis vanduo patenkantis į agroekosistemų sausinimo įrenginius. Tyrimui naudotas agroekosistemų plotuose susidarantis vanduo, kuris tiesiogiai patenka į melioracijos kanalus, o iš jų į upę Kiršinas. Upė apima Radviliškio ir Panevėžio rajonų ribas, Nevėžio dešinysis intakas. Ilgis 47 km, baseino plotas 410 km². Vidutinis nuolydis 1,62 m/km, srovės greitis 0,1-0,2 m/s. Vidutinis debitas žiotyse - 2,13 m³/s. Foninėms junginių koncentracijoms nustatyti pasirinkta tyrimo vieta – daugiametės pievos sausinimo sistemos vanduo. Tai pusiau natūrali pieva, kurioje nevykdomas intensyvus žemės ūkis, pieva nėra tręšiama mineralinėmis trąšomis.

Tyrimui pasirinktos keturios mėginių paėmimo vietos. Pirmoji tyrimo vieta - šalia Baisogalos miestelio (4 pav., a)).



4 pav. Tyrimų vietos

Vanduo į šią sausinimo sistemą patenka iš 12 ha lauko. Dirvožemio granulimetrinė sudėtis - vidutinio sunkumo priemolis. Šiame plote vykdoma intensyvi žemdirbystė, 2020 metais buvo auginami žieminiai rapsai. Tręšimas tik mineralinėmis trąšomis.

Antroji tyrimo vieta yra nutolusi penkiais kilometrais nuo pirmosios (4 pav., c)). Čia taip pat vykdomas intensyvus ūkininkavimas. 2020 metais buvo auginami žieminiai rapsai. Dirvožemis lengvos granuliometrinės sudėties, priemolis. Sausinimo sistema apima 4,5 ha plotą. Tręšimas tik mineralinėmis trąšomis.

Šio tyrimo trečioji vieta yra nutolusi nuo antrosios vietos apie septyniais kilometrais (4 pav., b)). Sausinimo sistemą sudaro 25 ha ploto laukas. 2020 metais auginti žieminiai rapsai. Dirvožemio granuliometrinė sudėtis - lengvas priemolis. Tręšiama mineralinėmis trąšomis.

Ketvirtoji tyrimo vieta – daugiametės pievoje susidarantis sausinimo sistemos vanduo (4 pav., d)). Tai pusiau natūrali pieva, nėra naudojamos mineralinės trąšos.

3 lentelė

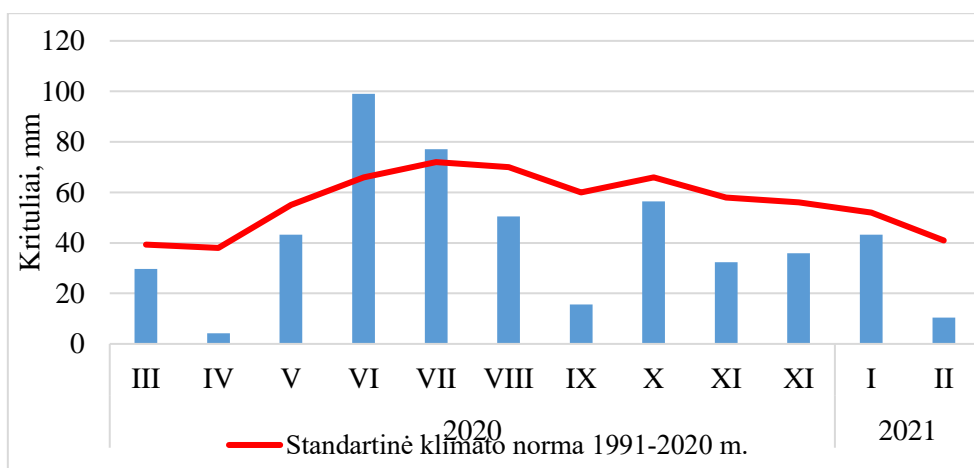
Tyrimo vietų charakteristika

Tyrimo vietos pavadinimas	Dirvožemio granuliometrinė sudėtis	Agroekosistemos augalai ir augimo metai	Ūkininkavimo būdas
I, Baisogala (BVSP)	Vidutinio sunkumo priemolis	Žieminiai rapsai (2020) Žieminiai kviečiai (2021)	Intensyvus
II, Vainiūnai (VPS)	Priemolis	Žieminiai rapsai (2020) Žieminiai kviečiai (2021)	Intensyvus
III, Moniūnai (MLP)	Lengvas priemolis	Žieminiai rapsai (2020) Žieminiai kviečiai (2021)	Intensyvus
IV, Pakiršinys (PPS)	Priemolis	Daugiametė pieva Daugiau kaip 5 metai.	Ekstensyvus

Rezultatų aptarimuose tyrimo vietos pažymėtos kodais (3 lentelė): duomenis pagal tyrimo vietos gyvenvietės pavadinimą (pirmoji raidė) ir dirvožemio granuliometrinės sudėties sutrumpintą žymėjimą, t.y. I tyrimo vieta žymima BVSP, II tyrimo vieta VPS, III vieta – MLP ir ketvirtoji PPS.

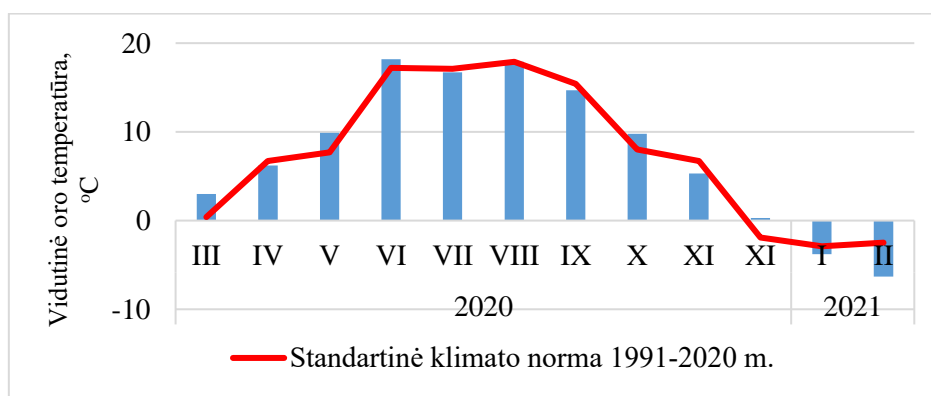
2.2. Tyrimo metodika

Meteorologinės sąlygos. Duomenys gauti iš artimiausios agrometeorologinės stotelės. Ši stotelė yra netoli Šeduvos, apie 10-15 km nuo tyrimų vietų. Fiksuoti duomenys: vidutinė oro temperatūra, kritulių kiekis mm per mėnesį. Tyrimo laikotarpiu įvertintos meteorologinės sąlygos. Vienas iš svarbiausių veiksnių, kuris lemia sausinimo sistemos vandens debitą, tai kritulių kiekis. Tyrimo vietos viena nuo kitos nutolusios sąlyginai nedideliu atstumu (5-10 km), tad krituliai buvo matuoti vienoje vietoje.



5 pav. Iškritusių kritulių kiekis tyrimo laikotarpiu (Šeduvos agrometeorologinės stotelės duomenys)

Kritulių kiekis palygintas su standartinė klimato norma (SKN) 1991-2020 metų. Remiantis 5 paveikslo grafiko duomenimis, tik birželio mėnesį iškritęs kritulių kiekis buvo didesnis už SKN. Bendras iškritusių kritulių kiekis tiriamuoju laikotarpiu buvo 498 mm. Pagal bendrą iškritusių kritulių kiekį tyrimo laikotarpis buvo vidutinio vandenningumo.



6 pav. Vidutinė mėnesio oro temperatūra (Šeduvos agrometeorologinės stotelės duomenys)

Vidutinė oro temperatūra tyrimo laikotarpiu buvo 7,7 °C. Remiantis standartine klimato norma, Lietuvoje vidutinė oro temperatūra yra 6,6 °C. Sausio ir vasario (6 pav.) vidutinė oro

temperatūra buvo gerokai mažesnė nei standartinė klimato norma, tačiau sausinimo sistemos pilnai veikė, nes iškritusi stora sniego danga sutrukdė susidaryti įšalui.

Mėginių paėmimas. Sausinimo sistemos vandens mėginiai buvo imti nuo ankstyvo pavasario, tik pradėjus veikti sausinimo sistemai. Iš vienos tyrimo vietos paimta po 3 mėginių pakartojimus. Mėginiai buvo imti kartą per mėnesį. Tyrimo laikotarpis apėmė nuo 2020 metų kovo iki 2021 metų vasario mėnesio, imtinai. Vanduo rinktas į 1 litro talpos švarius, stiklinius butelius. Tyrimai atlikti mėginio paėmimo dieną, arba paros laikotarpyje. Iki tyrimo vanduo laikytas ne aukštesnėje nei 3 °C temperatūroje.

Mėginių ėmimo metu, naudojant tikslios talpos indą ir chronometrą, išmatuotas momentinis vandens debitas, l/s. . Rezultatai perskaičiuoti į m³/h.

Tyrimo metu ištirti vandens parametrai bei taikyti metodai:

- vandenilio jonų koncentracija (pH), nustatoma potenciometrinio metodu;
- savitasis elektrinis laidis, matuotas elektrinio laidžio prietaisu InoLab Cond 720, naudojant atrankų elektroda;
- neorganiniai junginiai (fosfatai, chloridai, bromido jonas, florido jonai, nitritai, nitratai, sulfatai) pagal Lietuvos standartus: LST EN ISO 10304-1:2009, taikant jonų chromatografijos metodą;
- bendras fosforas, spektrofotometrinio metodu, LAND 58:2003;
- paviršiaus aktyviosios medžiagos spektrofotometrinio metodu.

2.2.1. Bendrojo fosforo nustatymas

Metodo esmė. Mėginio analizė atliekama jį mineralizuojant. Reakcija vyksta rūgštinėje terpėje dalyvaujant oksidatoriui kalio peroksodisulfatui (K₂S₂O₈). Didelė dalis organinių fosforo junginių mineralizuojant kalio peroksodisulfatu paverčiami ortofosfatais, kurie reaguoja su molibdato ir stibio jonais sudarydami geltonos spalvos fosfomolibdato kompleksą. Redukavus šį kompleksą askorbo rūgštimi, susidaro intensyvios mėlynos spalvos molibdeno kompleksinis junginys. Matuojant šio komplekso absorbciją, nustatoma ortofosfato koncentracija. Nustatoma spektrofotometrijos metodu. Matavimams naudojama 10 mm optinio kelio ilgio kiuvetė, kai šviesos bangos ilgis – 880 nm. Tyrimas atliekamas laikantis standarto LAND 58:2003 nurodymų.

Spektrofotometrinis metodas pagrįstas medžiagos molekulių ar jonų gebėjimu sugerti šviesą. Analizės metu tiriamoji medžiaga cheminiais reagentais paverčiama į spalvotą, šviesą

absorbuojantį junginį. Jo absorbcija išmatuojama spektrofotometru. Spinduliuotei sąveikaujant su mėginiu, jos intensyvumas I mažėja (Bugerio-Lamberto-Bero dėsnis):

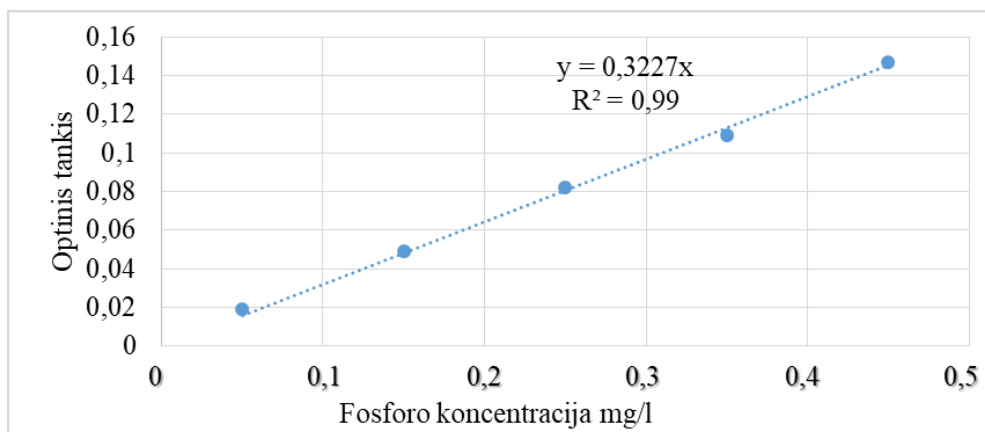
$$I = I_0 e^{-\alpha x}; A = c \times l \times \alpha.$$

Spinduliuotės intensyvumo mažėjimas išreiškiamas optiniu tankiu A . Tai dydis tiesiogiai proporcingas absorbuojančios medžiagos koncentracijai c , absorbuojančio sluoksnio storiui l ir ekstincijos koeficientui α , kuris rodo analizuojamos medžiagos gebėjimą sugerti šviesą.

Reagentai. Bidistiliuotas vanduo, 2 M ir 4,5 M sieros rūgštis (H_2SO_4) tirpalai, 100 g/l askorbo rūgštis ($C_6H_8O_6$) tirpalas, 2 M natrio hidroksidas (NaOH), 5 % kalio peroksodisulfato ($K_2S_2O_8$) tirpalas, amonio heptamolibdato tetrahidratas ($(NH_4)_6Mo_7O_{24} \times 4H_2O$), kalio-stibio tatrato hemihidratas ($C_8H_4K_2O_{12}Sb_2 \times 1/2H_2O$), 50 mg/l pagrindinis ir 2 mg/l darbinis standartinis kalio divandenilio fosfato (KH_2PO_4) tirpalas.

Įranga. Spektrofotometras Genesys 10 uv-vis, kiuvetė 10 mm.

Kalibracinės kreivės grafiko sudarymas. Iš standartinio darbinio ortofosfato tirpalo paruošiama kalibracinių tirpalų eilė, kurių koncentracijos nuo 0,05 iki 0,45 mg/l.



7 pav. Bendrojo fosforo kalibracinės kreivės grafikas

Tuščias mėginys ruošiamas lygiagrečiai su kitais ir yra skirtas išvengti nepageidaujamų veiksnių, kurie galėtų trukdyti matuojant spalvoto tirpalo optinį tankį.

Remiantis gauta tiesės lygtimi, $A=0,3227xc$ (7 pav.), apskaičiuojama bendrojo fosforo koncentracija tiriamajame vandenyje. Šio metodo fosforo koncentracijos nustatymo ribos yra 0,05-0,45 mg/l.

Mėginio analizės eiga analogiška kalibracinio grafiko sudarymui. Iš kalibracinės kreivės pagal tiesės lygtį ($y=0,3227x$) apskaičiuojama fosforo koncentracija (mg/l) pagal formulę:

$$C = \frac{A}{y};$$

A – optinis tankis tiriamųjų mėginių;

y – tiesės polinkio koeficientas, $k=0,3227$;

2.2.2. Anijonaktyviųjų sintetinių veikliųjų medžiagų koncentracijos nustatymas

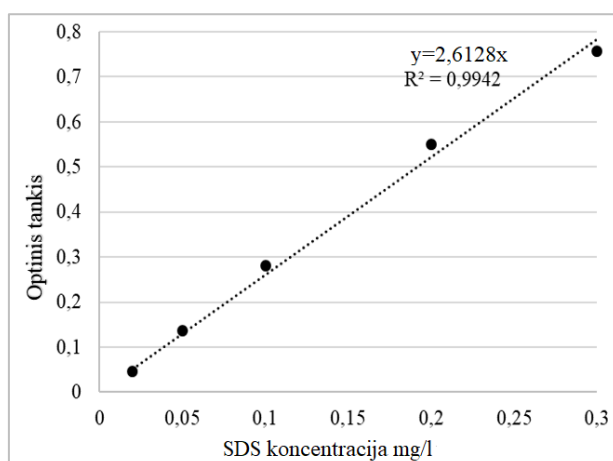
Metodo esmė. Dažas azūras A (I) su anijoninėmis veikliosiomis paviršiaus medžiagomis sudaro intensyvios mėlynos spalvos joninį asociatą, kurio spalvos intensyvumas priklauso nuo anijonaktyviųjų sintetinių veikliųjų paviršiaus medžiagų koncentracijos (toliau - ASVPM). Mažiausia nustatoma šiuo metodu ASVPM koncentracija – 0,02 mg/l.

Reagentai. Sieros rūgštis (H_2SO_4) 0,1 N tirpalas. Azūro A (I), sieros rūgštis 0,1 N tirpalas. Pagrindinis darbinis ASVPM tirpalas paruošiamas iš 0,100 g natrio dodecilsulfato ($C_{12}H_{25}SO_4Na$) bidistiliuotame vandenyje skiedžiamas 40 kartų. Šio tirpalo viename mililitre yra 0,005 mg ASVPM. Chloroformas ($CHCl_3$).

Įranga. Spektrofotometras *Genesys 10 uv-vis*, kiuvetė 10 mm.

Kalibracinės kreivės grafiko sudarymas. Kalibraciniai tirpalai paruošiami, kuriuose anijonaktyviųjų sintetinių veikliųjų paviršiaus medžiagų koncentracija - 0,0; 0,4; 1,0; 2,0; 4,0; 6,0 ml. Įpilama 10 ml 0,1 N sieros rūgštis, 2 ml azūro A (I) tirpalo ir 10 ml chloroformo ($CHCl_3$). Atliekama skystis-skystyje ekstrakcija purtant 2 minutes. Chloroformo sluoksnis atskiriamas filtruojant per vatos sluoksnį į mėgintuvėlį su šlifotu kamščiu. Tuo pat išmatuojama tirpalo šviesos absorbcija spektrofotometru kai šviesos bangos ilgis 650 nm.

Tuščias mėginys ruošiamas lygiagrečiai su kitais ir yra skirtas išvengti nepageidaujamų veiksnių, kurie galėtų trukdyti matuojant spalvoto tirpalo optinį tankį.



8 pav. Anijoninių sintetinių medžiagų kalibracinės kreivės grafikas

Pagal kalibracinės kreivės tiesės lygtį (8 pav.) $y=2,6128x$ apskaičiuojama ASVPM koncentracija drenažo vandenyje pagal formulę:

$$C = \frac{A}{y};$$

A – optinis tankis;

y – tiesės polinkio koeficientas, k=2,6128.

Mėginių analizės eiga analogiška kalibracinio grafiko sudarymui.

2.2.3. Ištirpusių anijonų nustatymas jonų mainų chromatografija

Mėginių analizė atliekama vadovaujantis LST EN ISO 10304-1:2009 „Vandens kokybė. Ištirpusių anijonų nustatymas jonų mainų chromatografija. 1 dalis. Bromido, chlorido, fluorida, nitrato, nitrito, fosfato ir sulfato nustatymas“ standarto ir gamintojo rekomendacijomis.

Metodo esmė. Analizuojami mėginiai giminingi nejudriai fazei (sorbentui) ir juo užpildyta chromatografinė kolonėlė. Kolonėlėje juda injektuota analizė judrios fazės pagalba, kuri sąveikauja su sorbentu. Kuo stipriau sorbentas su analite sąveikauja, tuo ilgiau analizė sulaikoma ir vėliau judrios fazės išplaunama iš kolonėlės. Elektrinio laidžio detektorius judrios fazės sudėtį, kuri išeina iš chromatografo ir paverčia ją elektriniu signalu. Judrios fazės sudėtis perduodama duomenų apdorojimo programai. Taikant LabSolution kompiuterinę programą, pagal aukščio ir ploto santykį braižoma chromatograma.

Reagentai. Bidistiliuotas vanduo, judri fazė (8,0 mM p – hidroksibenzoinės rūgšties, 3,2 mM Bis-Tris reagento ir 50 mM boro rūgšties tirpalas), 7 anijonų (PO₄³⁻ 30 mg/l; F⁻ 50 mg/l; Cl⁻ 10 mg/l; NO₂⁻ 15 mg/l; Br⁻ 10 mg/l; NO₃⁻ 30 mg/l; SO₄²⁻ 40 mg/l) standartinis tirpalas Shimadzu.

Įranga. Skysčių chromatografo Shimadzu jonų analizei, kurią sudaro: kolonėlė užpildyta kietu sorbentu 2 mm x 150 mm, CTO-20A, rankinis injektorius, siurblys ir pagrindinis chromatografo valdymo įrenginys („smegenys“), elektrinio laidžio detektorius CDD-10A, kompiuteris su LabSolution programine įranga.

Vakuuminio filtravimo įranga su kietafazės ekstrakcijos filtru C-18 organinių medžiagų šalinimui iš vandens prieš chromatografiją. Mėginio įleidimo švirkštas, membraniniai filtrai, elektrinio laidžio matuoklis su jutikliu.

Tyrimo eiga. Laikantis gamintojo rekomendacijų paruošiamas darbu Shimadzu įrenginys. Mėginių analizė atliekama laikantis chromatografijos sąlygų (4 lentelė).

Chromatografijos sąlygos

Parametro pavadinimas	Sąlyga
Anijonų kolonėlė	ACM-13
Kolonėlės temperatūra, °C	40
Judrios fazės greitis, ml/min	0,2
Injekcijos tūris	10 µl
Analizės trukmė	25 min
Judrios fazės eliuacija	Izokratinė (t. y. Judri fazė judės tolygiai, nekeičiant slėgio ir temperatūros)

Anijonų kalibracinės kreivės. Kreivėms sudaryti naudojamas gamyklinis anijonų standartinis tirpalas (Shimdazu, Kyoto Japan).

Kalibracinių grafikų regresinės lygtis ir determinacijos koeficientas

Anijonai	Regresijos lygtis	Determinacijos koeficientas R ²
Fluoridai (F ⁻)	$y=10596,3x-896,334$	0,99
Chloridai (Cl ⁻)	$y=14651,1x+2600,43$	0,99
Nitritai (NO ₂ ⁻)	$y=9280,79x+2786,5$	0,99
Nitratai (NO ₃ ⁻)	$y=7638,37x+1247,63$	0,99
Bromidai (Br ⁻)	$y=6630,41x+1094,88$	0,99
Fosfatai (PO ₄ ³⁻)	$y=937,926x+1235,21$	0,99
Sulfatai (SO ₄ ²⁻)	$y=9812,81x+7413,87$	0,99

Vandens mėginiai skiedžiami bidistiliuotu vandeniu ne mažiau 4 kartų. Nitratų, nitritų ir ortofosfatų rezultatai išreikšti kaip NO₃-N, NO₂-N ir PO₄-P (6 lentelė).

Konversijos koeficientai

Rezultatas	Konversijos koeficientas	Duomenys
NO ₃ ⁻	0,2259	NO ₃ -N
NO ₃ -N	4,4268	NO ₃ ⁻
NO ₂ ⁻	0,3045	NO ₂ -N
NO ₂ -N	3,2846	NO ₂ ⁻
PO ₄ ³⁻	0,3261	PO ₄ -P
PO ₄ -P	3,0662	PO ₄ ³⁻

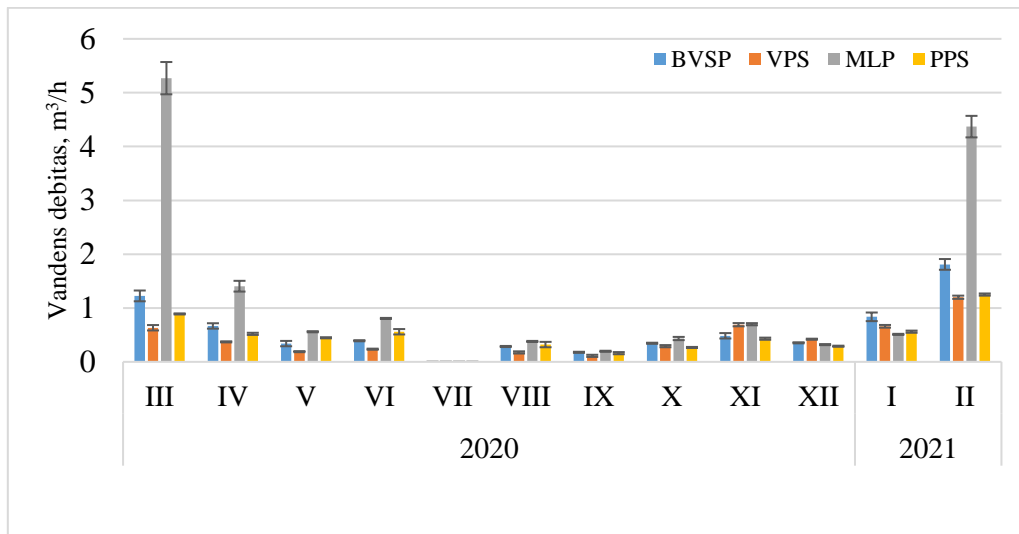
2.3. Statistinė duomenų analizė

Surinktų duomenų statistiniam apdorojimui taikyta statistinė programa R studio ir Microsoft Excel. Apskaičiuotas sausinimo sistemų vandenyje ištirpusių medžiagų rezultatų vidurkis (\bar{X}), standartinis nuokrypis ($s(\bar{X})$), nustatyta tirtų rodiklių tarpusavio priklausomybė. Remiantis tyrimų rezultatais, sisteminant duomenis, ieškoma ryšių, kurie leistų nustatyti kokią įtaką daro vienos cheminės medžiagos ar junginio koncentracijos pokyčiai kitos medžiagos atžvilgiu. Dviejų medžiagų koncentracijų tarpusavio priklausomybėms parodyti naudojami grafinio vaizdavimo metodai. Atliekama koreliacinė analizė, sudaromos regresijos lygtys. Duomenys reikšmingai koreliuoja, kai $R^2 > 0,25$ (patikimumo lygmuo $p < 0,05$ ir $p < 0,01$).

3. REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ

3.1. Sausinimo sistemų vandens fizikiniai parametrai

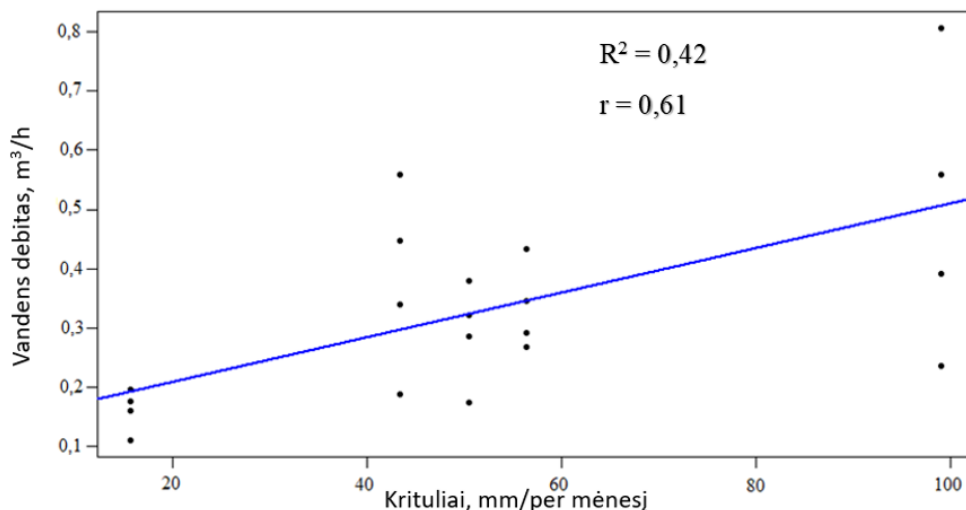
Momentinis vandens debitas. Didžiausias momentinis vandens debitas nustatytas 2020 metų kovo mėnesį ir 2021 metų vasario mėnesį (9 pav.). Augalų vegetacijos laikotarpiu (balandžio-spalio mėnesiai) vandens debitas mažai kito, siekė $\sim 0,5 \text{ m}^3/\text{h}$. Liepos mėnesį vanduo iš sausinimo sistemų netekėjo. Nuo lapkričio iki vasario mėnesio, nustatytas momentinio vandens debito padidėjimas, ypač vasario mėnesį. Kiti tyrėjai (Povilaitis et al., 2018) nurodo, kad didžiausi vandens debitai nustatomi ankstyvą pavasarį ir vėlyvą rudenį.



9 pav. Momentinis vandens debitas

MLP tyrimo vieta išsiskyrė didesniu momentiniu debitu kovo ir vasario mėnesiais (atitinkamai $5,3 \pm 0,2 \text{ m}^3/\text{h}$ ir $4,8 \pm 0,1 \text{ m}^3/\text{h}$). Tai galėjo lemti, didesnis nei kitų tyrimo vietų sausinimo sistemos plotas. Žiemos sezonu vandens debitas sudarė 40 % nuo metinio vandens debito. Šis rezultatas koreliuoja su A. Povilačio et al. (2018) tyrimais, kuris teigia, kad žiemos sezonas sudaro didžiausią dalį metinio vandens nuotėkio sausinimo sistemomis. Kitų mokslininkų atlikti tyrimai rodo, kad žiemos sezonas laikomas kritiniu laikotarpiu, nes šiuo metu didžiausi vandens kiekiai kartu su biogeninėmis medžiagomis patenka į paviršinius vandenius (Ruminaitė, 2010; Aplinkos apsaugos agentūra, 2015). Tyrimai rodo, kad prieš 40 metų žiemos sezonu sausinimo sistemos debitas sudarydavo tik 10 % metinio nuotėkio, bet dėl klimato kaitos, šiuo metu šis nuotėkis yra padidėjęs iki 40 % (Povilaitis et al., 2018).

Siekiant nustatyti momentinio vandens debito priklausomybę nuo iškritusių kritulių kiekio, atlikta koreliacinė ir regresinė analizė (10 pav.).

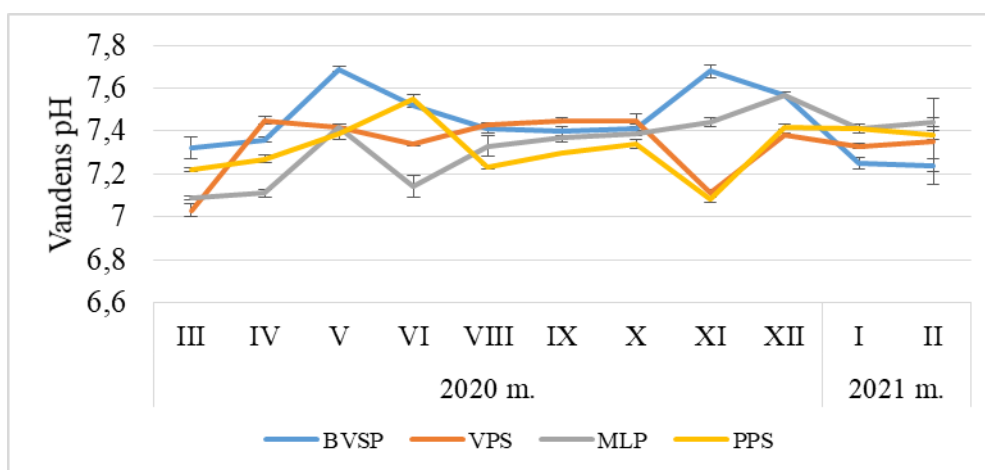


10 pav. Momentinio vandens debito priklausomybė nuo kritulių kiekio

Statistiškai patikima priklausomybė tarp vandens debito ir kritulių kiekio nustatyta gegužės-spalio mėnesiais. Gauta regresijos lygtis: $y = 100,9x + 19,32$. Determinacijos koeficientas $R^2 = 0,42$, kai $p = 0,003$ ($<0,01$, todėl nustatytas ryšys yra statistiškai patikimas). Pagal determinacijos koeficientą apytiksliai 42 % vandens debito kitimą paaiškina kritulių kiekis.

Apibendrinant galima teigti, kad vandens debitas, iš agroekosistemų sausinimo įrenginių, yra vienas iš svarbiausių fizikinių parametru, kuriuo remiantis galima apskaičiuoti biogeninių medžiagų apkrovas paviršiniams vandenims.

Vandenilio jonų koncentracija.



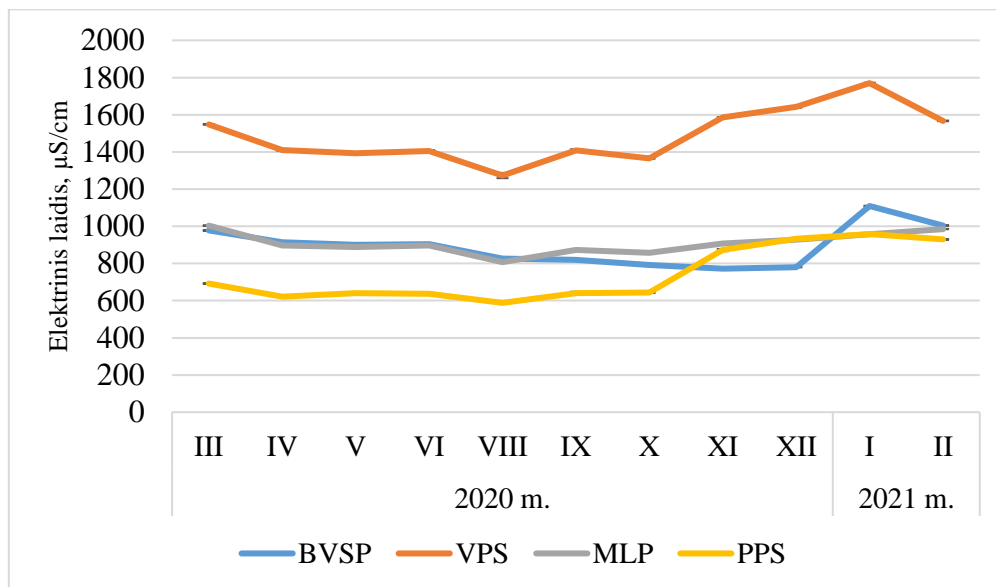
11 pav. Vandens pH tirtuose mėginiuose

Sausinimo sistemų vandens pH nėra reglamentuotas Lietuvos įstatymų, tačiau šis vanduo patenka į paviršinius vandenius, todėl vertinama remiantis išleidžiamoms nuotekoms į gamtinius vandenius reikalavimais. Pagal Lietuvos Respublikos įstatymus, vandenims išleidžiamiems į gamtinius vandenius, pH turi būti tarp 6,5-8,5. Visose tyrimo vietose šios ribos

nebuvo viršytos (11 pav.). Didesni vandens pH pasikeitimai nustatyti lapkričio mėnesį. VPS ir PPS tyrimo vietose pH reikšmių sumažėjimui bei BVSP ir MLP padidėjimui tikėtina įtakos galėjo turėti vandens debito pokyčiai.

Sausinimo sistemų vandens pH neutralus arba silpnai šarminis, mažai kito visu tyrimo laikotarpiu, pasiskirstė intervale nuo pH 7,05 iki pH 7,65.

Vandens elektrinis laidis.



12 pav. Vandens mėginių elektrinis laidis

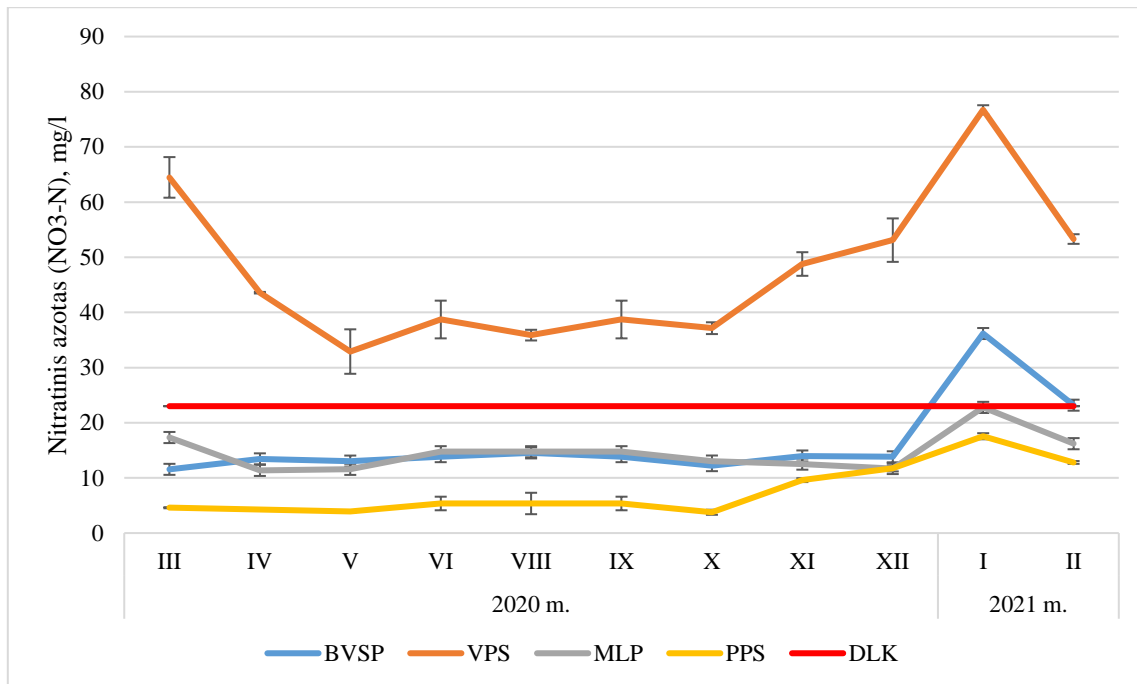
A. Zimmerman, A. Kaleita (2017) teigia, kad agroekosistemų sausinimo vandens elektrinį laidį daugiausiai sudaro (97 %) ištirpę jonai: nitratai (NO_3^-), kalcis ir magnis (Ca^{2+} , Mg^{2+}), bei bikarbonatai (HCO_3^-).

Remiantis 12 paveikslo grafiku matyti, kad vandens mėginių elektrinis laidis mažai kito šiltuoju metų laikotarpiu (balandžio–spalio). Tyrimo vietose BVSP ir MLP vidutinis metinis elektrinis laidis buvo panašus ir atitinkamai siekė 890 ± 85 ir 909 ± 57 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Aukštu elektriniu laidžiu išsiskyrė VPS tyrimo vieta: elektrinis laidis svyravo nuo $1273 \pm 14,3$ (rugpjūtis) iki $1770 \pm 2,49$ (sausis) $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sąlyginai nedidelis elektrinis laidis (nuo $622 \pm 1,68$ iki $958 \pm 0,5$ $\mu\text{S}/\text{cm}$) nustatytas daugiametėje pievoje (PPS).

3.2. Ištirpusių anijonų koncentracijos sausinimo sistemų ir paviršiniame vandenyje

Taikant skysčių chromatografijos metodą buvo analizuoti 7 anijonai: F^- , Br^- , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} . Tiek sausinimo sistemų vandenyje, tiek paviršiniame vandenyje buvo rasti trys: nitratai (NO_3^-), chloridai (Cl^-) ir sulfatai (SO_4^{2-}).

Nitratinio azoto koncentracija sausinimo sistemų ir paviršiniame vandenyje.

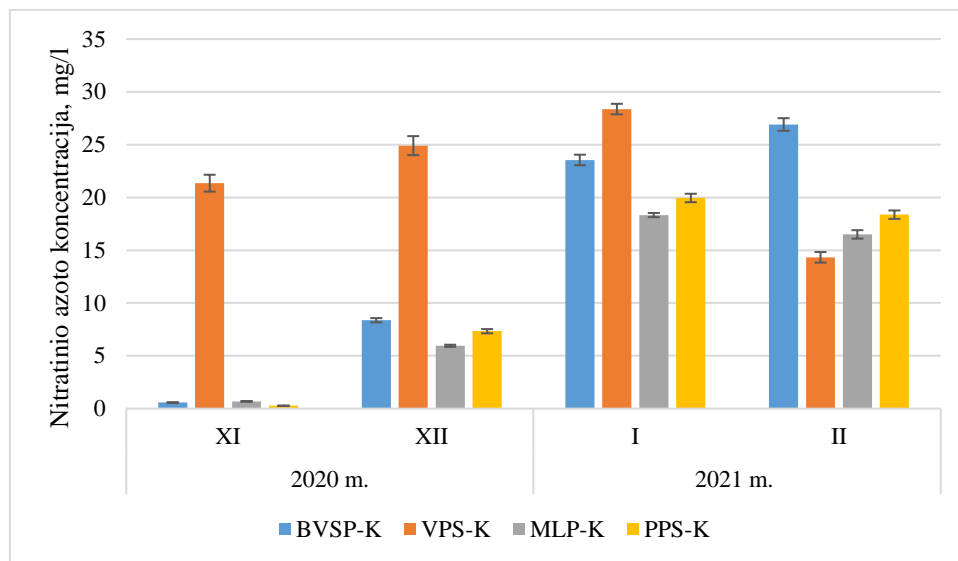


13 pav. Nitratinio azoto koncentracijos kitimas sausinimo sistemų vandenyje

Tiriamąjį laikotarpį nitratinio azoto ($\text{NO}_3\text{-N}$) koncentracijų kaita sausinimo sistemos vandenyje pavaizduota 13 paveiksle. Nustatyta, kad antroji tyrimo vieta (VPS) išsiskyrė reikšmingai didesne koncentracija (2,5-14 kartais) lyginant su kitomis tyrimo vietomis. Visą tiriamąjį laikotarpį nitratinio azoto koncentracija viršijo didžiausią leistiną koncentraciją išleidžiamiesiems vandenims DLK – 23 mg/l (Aplinkos ministerija, 2006). Galima daryti prielaidą, kad VPS tyrimo vietos vandens taršai nitratinium azotu įtakos turėjo dirvožemio granulimetrinė sudėtis ir intensyvus ūkininkavimas. Bastienė ir kt. (2009) nurodo, kad priemolio dirvožemyje, esant vienodomis sąlygoms, nitratinio azoto išsiplauka 2-3 kartus daugiau nei priemolio dirvožemyje. Remiantis 13 paveikslo grafiku matyti, kad kitose tyrimo vietose vandens tarša nitratinium azotu buvo mažesnė už DLK. Reikia pabrėžti, kad tyrimo vietų BVSP, VPS, MLP agroekosistemos buvo vienodos, vienintelis skirtumas – dirvožemio granulimetrinė sudėtis. Darome išvadą, kad dirvožemio tipas turi įtakos sausinimo sistemų vandens apkrovai azotu. PPS tyrimo vietoje buvo nustatytos mažiausios nitratinio azoto koncentracijos visu tiriamuoju laikotarpiu (nuo $3,77 \pm 0,46$ iki $17,55 \pm 0,55$ mg/l). PPS tyrimo vieta yra pusiau natūrali agroekosistema, daugiametė pieva, kurioje neintensyvi ūkinė veikla. Tikėtina, kad ekstensyvi antropogeninė veikla turėjo įtakos mažesnėms nitratinio azoto koncentracijoms sausinimo sistemų vandenyje.

Sezonų analizė rodo (13 pav.), kad nitratinio azoto koncentracijos sausinimo sistemos vandenyje, tiriamuoju laikotarpiu esmingai skyrėsi. Didžiausios koncentracijos nustatytos

žiemos sezonu ir kovo mėnesį, mažesnės vandens apkrovos nitratinio azotu buvo birželio–spalio mėnesiais. Kiti tyrėjai (Ruminaitė, 2010; Bučienė, 2009) taip pat teigia, kad didžiausios nustatomos nitratinio azoto koncentracijos yra būtent žiemos laikotarpiu ir ankstyvą pavasarį. Vertinant poveikį paviršiniams vandenims žiemos laikotarpis yra ypač pavojingas, nes į paviršinius vandenį patenka didžiausi kiekiai sausinimo sistemos vandens kartu su didžiausiomis koncentracijomis nitratinio azoto. Patekęs į paviršinius vandenį žiemos laikotarpiu nitratinis azotas nėra asimiliuojamas augalų, tad upėmis toliau keliauja į Baltijos jūrą.

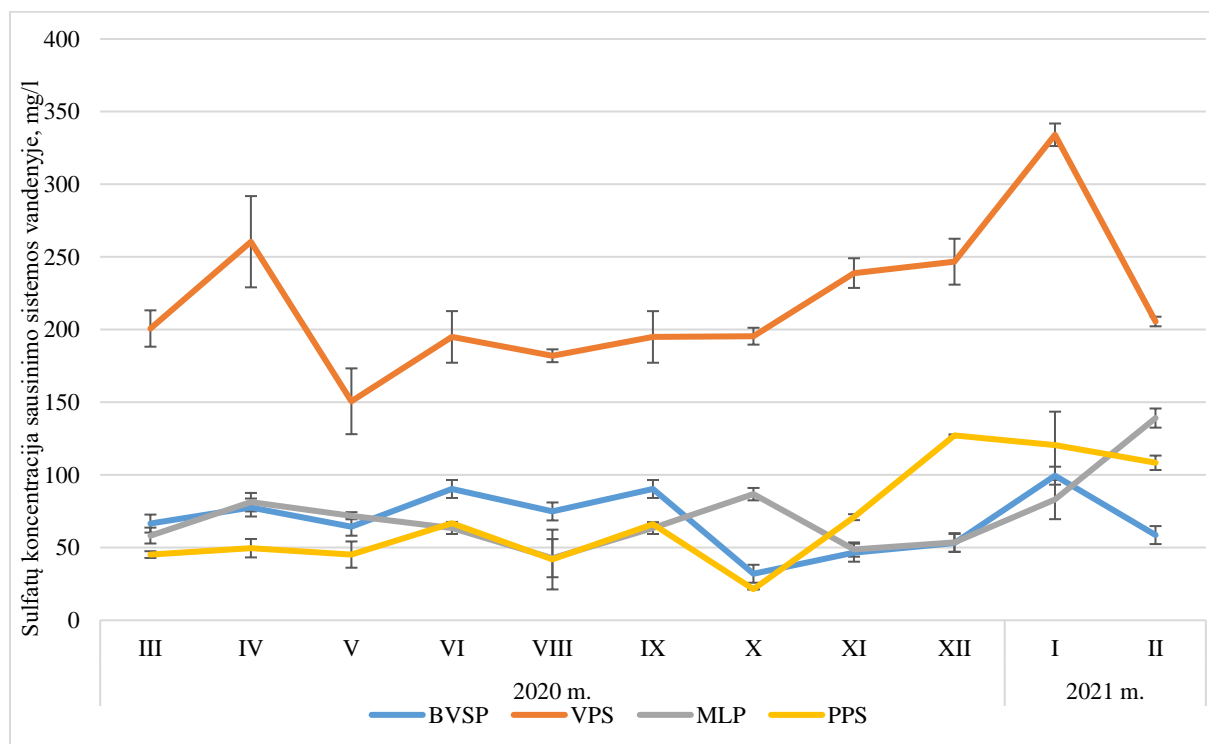


14 pav. Nitratinio azoto koncentracijos kitimas paviršiniame vandenyje žemiau išleistuvų

Lapkričio-vasario mėnesiais buvo nustatyta nitratinio azoto koncentracija vandenyje kanalo, į kurį suteka sausinimo sistemų vanduo. Mėginiai imti žemiau sausinimo sistemų išleistuvų. Rezultatai pateikiami 14 paveiksle. Remiantis 14 paveikslo grafiku matyti, kad nitratinio azoto didžiausia koncentracija nustatyta VPS tyrimo vietos kanale, siekė nuo $14,33 \pm 0,1$ iki $28,37 \pm 0,3$ mg/l. Paviršinio vandens ekologinė būklė pagal nitratinio azoto koncentraciją vertinama „gera“, kai nitratinio azoto koncentracija neviršija 2,3 mg/l. Duomenų analizė rodo (14 pav.) kad tik lapkričio mėnesį trijose iš keturių tyrimo vietų nitratinio azoto koncentracija nebuvo viršyta, kai žiemos mėnesiais nitratinio azoto koncentracija 2,5-12 kartų viršijo geros ekologinės būklės reikalavimus. S. Butkutė, A. Zigmontienė (2013) teigia, kad azoto junginių koncentracijų svyravimai priklauso nuo klimato veiksnių ir antropogeninės veiklos. Jų tyrime nustatytos nitratinio azoto koncentracijos (0,035-2,019 mg/l) buvo 2-14 kartų mažesnės, lyginant su šio tyrimo rezultatais. A. Rudzianskaitės, R. Ruminaitės atlikti tyrimai (2006) parodė, kad nitratinio azoto koncentracijos kaita paviršiniame (upelių) ir sausinimo

sistemos vandenyje yra susijusi tarpusavyje. Šaltuoju laikotarpiu nustatytas ryšys tarp sausinimo sistemos vandenyje esančios nitratinio azoto koncentracijos ir upelio vandenyje esančio nitrato azoto: sausinimo sistemoje esanti nitratinio azoto koncentracija 27-28 % padidina šio elemento kiekį upelio vandenyje. Siekiant nustatyti azoto junginių koncentracijos kaitą paviršiniame vandenyje, tyrimus reiktų tęsti.

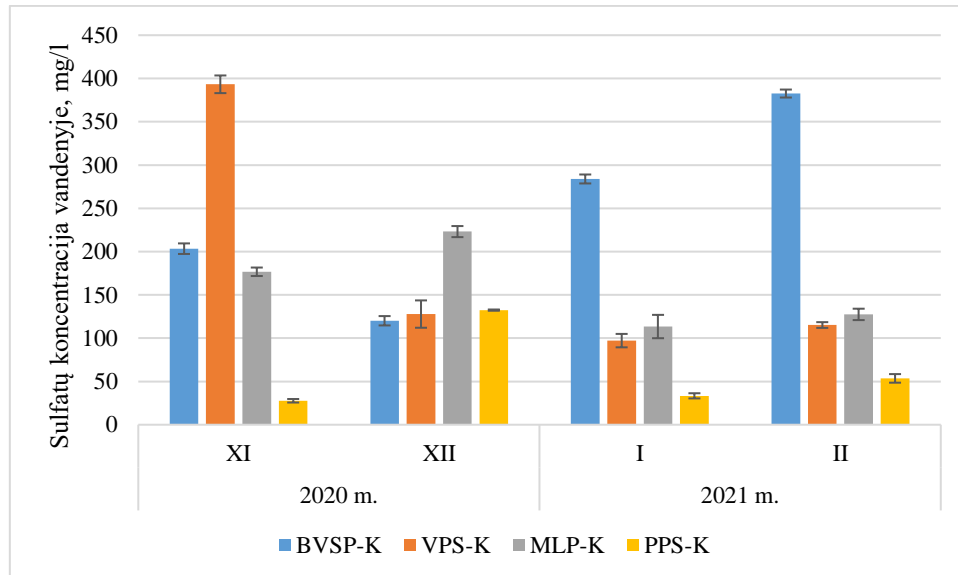
Sulfatų koncentracija sausinimo sistemų ir paviršiniame vandenyje. Sulfatai, kaip ir nitratai, nėra sorbuojami dirvožemio, todėl veikiant krituliams yra lengvai išplaunami iš dirvožemio.



15 pav. Sulfatų koncentracijos kitimas sausinimo sistemos vandenyje

Remiantis 15 paveikslo grafiko duomenimis matoma, kad VPS mėginiuose sulfatų koncentracijos nustatytos reikšmingai didesnės, lyginant su kitomis tyrimo vietomis. Didžiausia koncentracija tyrimo laikotarpiu nustatyta sausio mėnesį – $334,1 \pm 7,75$ mg/l ir viršijo DLK vandenims, išleidžiamiems į gamtinę aplinką (300 mg/l). S. Gužys (2003) atlikęs ilgalaikius tyrimus nustatė, kad sulfatų koncentracija sausinimo sistemų vandenyje priklauso nuo dirvožemio rūgštumo, sieringumo, mikrobiologinio aktyvumo ir žemdirbystės intensyvumo. Užsienio tyrėjai M. Jiang et al., 2021 teigia, kad didesni sulfatų kiekiai, patekę į paviršinius vandenį, mažina jo pH. Pagal tyrimo vietos PPS rezultatus (daugiametė pieva) galima daryti prielaidą, kad ne tik ūkininkavimo intensyvumas, bet ir dirvožemio sudėtis lemia sulfatų kiekį sausinimo sistemos vandenyje, nes gruodžio-sausio mėnesiais čia nustatytos didesnės sulfatų koncentracijos nei BVSP ir MLP tyrimo vietose. Visose tyrimo vietose

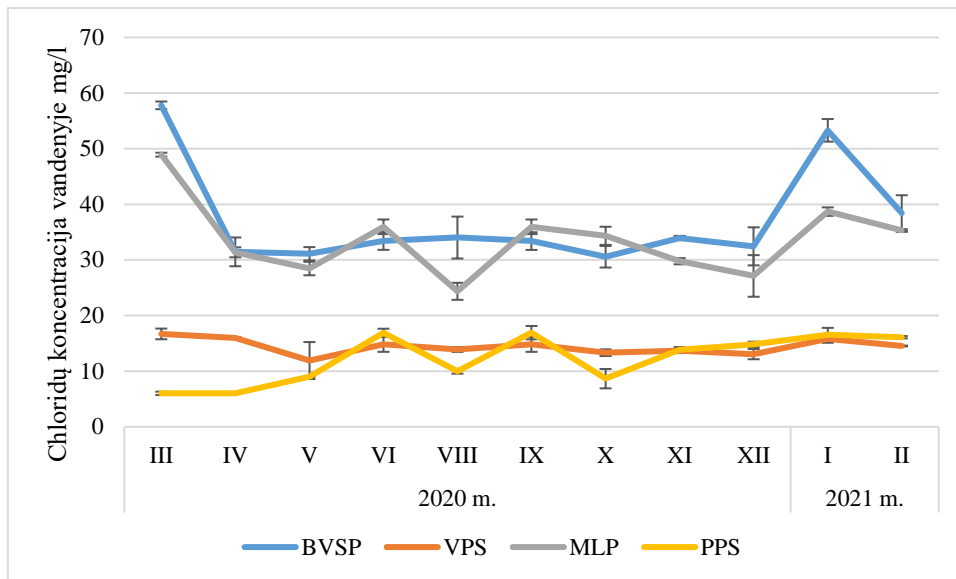
didžiausios sulfatų koncentracijos vandenyje nustatytos žiemos sezonu. T. Adomaitis ir kt., (2010) atlikę ilgalaikio tręšimo tyrimus nustatė, kad iš dirvožemio per sausinimo sistemas daugiausiai išplaunama sulfatų. Netręštuose dirvožemiuose sulfatų koncentracija siekė 50 mg/l, o intensyviai tręštuose net iki 300 mg/l.



16 pav. Sulfatų koncentracijos kitimas paviršiniame vandenyje

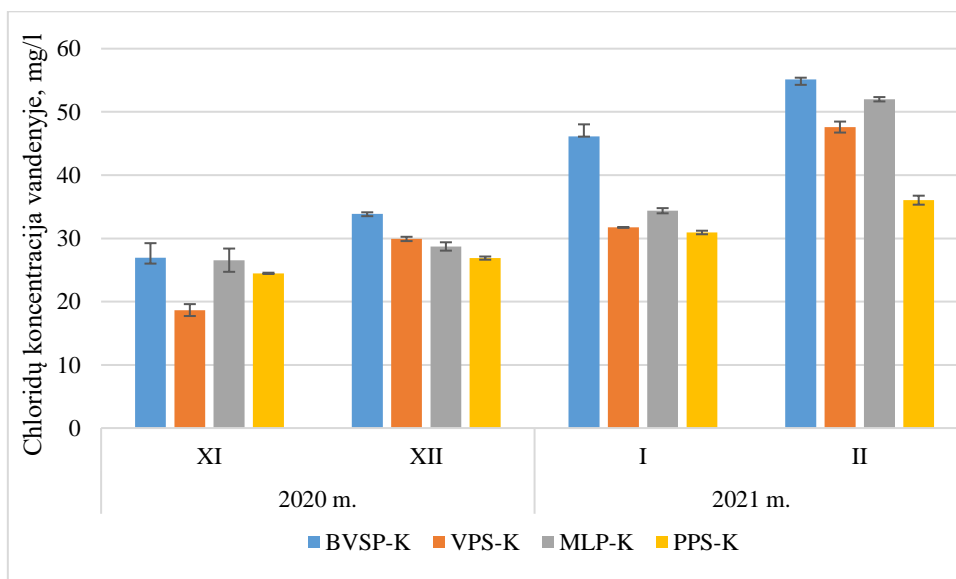
Analizuojant sulfatų pasiskirstymą paviršiniame vandenyje (16 pav.), lapkričio-vasario mėnesiais nustatyta, kad paviršiniame vandenyje sulfatų 55-320 % daugiau nei sausinimo sistemų vandenyje. M. Nyberg et al., (2012) atlikti tyrimai rodo, kad agroekosistemų sausinimo vandenyje sulfatų koncentracija turi neigiamos įtakos vandens telkiniams, į kuriuos šis vanduo suteka (mažina pH, prisideda prie dumblių augimo). Priklausomai nuo tyrimo vietos, didžiausi sulfatų kiekiai nustatomi vėlyvą rudenį ir siekia nuo 4 iki 558 mg/l.

Chloridų koncentracija sausinimo sistemų ir paviršiniame vandenyje. Chloro anijonai (Cl⁻) pasižymi didžiausia migracija, jie nėra sorbuojami dirvožemio, todėl greitai išsiplauna sausinimo sistemomis (Adomaitis ir kt., 2010).



17 pav. Chloridų koncentracijos kitimas sausinimo sistemos vandenyje

Remiantis 17 paveikslo grafiku matoma, kad didžiausios chloridų koncentracijos sausinimo sistemų vandenyje buvo kovo ir sausio mėnesiais. Išsiskyrė BVSP ir MLP tyrimo vietos: BVSP tyrimo vietoje siekė – $30,57 \pm 1,94$ iki $57,78 \pm 0,69$ mg/l, o MLP tyrimo vietoje chloridai pasiskirstė ribose nuo $24,36 \pm 1,53$ iki $48,92 \pm 0,35$ mg/l. Kitose tyrimų vietose chloridų koncentracijos vandenyje nesiekė 20 mg/l. Išryškėjo panaši tendencija, kad sunkesnės granulometrinės sudėties dirvožemiuose nustatytos didesnės chloridų koncentracijos (BVSP – vidutinio sunkumo priemolis, MLP – lengvas priemolis, o likusios priemėlis). Šie duomenys sutampa su G. Eertwegh et al., (2006), kuris teigia, kad iš sunkesnės granulometrinės sudėties dirvožemių chloridų anijonų išsiplauna daugiau.



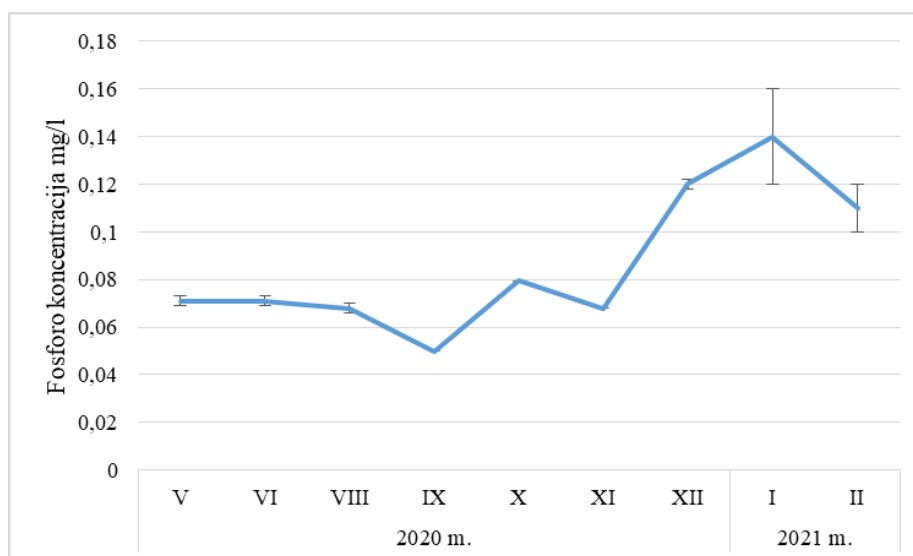
18 pav. Chloridų koncentracijos paviršiamame vandenyje

Paviršinio vandens analizė rodo (18 pav.), kad lapkričio-vasario mėnesiais chloridų koncentracijos buvo artimos koncentracijoms sausinimo sistemų vandenyje. Didžiausios apkrovos chloridais nustatytos vasario mėnesį.

Apibendrinant, sausinimo sistemų vandenyje ištirpusių anijonų koncentracijų rezultatus, galima daryti keletą išvadų: nitratinio azoto koncentracijos kaita susijusi su sezoniškumu - kovo mėnesį ir žiemos sezonu nitratų vandenyje buvo daugiausia; šiltuoju laikotarpiu vandens apkrovos nitratais mažesnės, tikėtina tai susiję su augalų vegetacijos sezonu. Reikšmingi skirtumai tarp tyrimo vietų rodo, kad įtaką daro antropogeninė veikla (skirtumas tarp VPS ir PPS tyrimo vietų) bei dirvožemio granulimetrinė sudėtis (skirtumai tarp VPS ir likusių dviejų tyrimo BVSP ir MLP vietų). Įvertinant nustatytas sulfatų koncentracijas išlieka sezoniškumo įtakos tendencija. dirvožemio granulimetrinės sudėties ir antropogeninės veiklos įtaka. Chloridų koncentracijų pasiskirstymui vandenyje sezoniškumas turi įtakos, tačiau priešingai nei sulfatų ar nitratų atveju, sunkesnėse granulimetrinės sudėties tyrimo vietose chloridų koncentracijos nustatytos didesnės.

3.3. Bendrojo fosforo koncentracija sausinimo sistemų ir paviršiniame vandenyje

Tyrimas rodo, kad fosforas iš dirvožemio į sausinimų sistemų vandenį neišsiplauna: bendrojo fosforo koncentracija vandenyje buvo žemiau metodo nustatymo ribos. Tik daugiametėje pievoje (PPS tyrimo vieta) nustatytos fosforo koncentracijos siekė nuo $0,068 \pm 0,02$ iki $0,14 \pm 0,01$ mg/l (19 pav.)

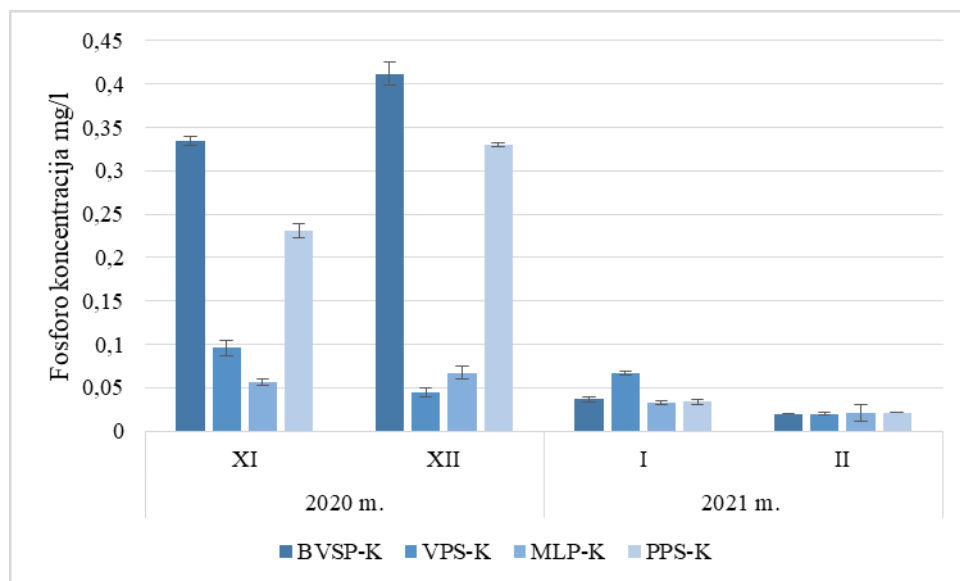


19 pav. Bendrojo fosforo koncentracija mg/ l PPS tyrimo vietos sausinimo sistemos vandenyje

Didesnė fosforo koncentracija nustatyta gruodžio-vasario mėnesiais PPS tyrimo vietoje, tačiau koncentracijos 28-58 kartus mažesnės už išleidžiamiems vandenims į gamtinę aplinką DLK (4 mg/l).

Kitų tyrėjų atlikti (Sharma et al., 2013) darbai padeda suprasti, kodėl bendrojo fosforo koncentracija nebuvo nustatyta dirbamos žemės sausinimo sistemų vandenyje, bet nustatyta iš pievų ištekančiame vandenyje. Žoliniai augalai netirpų fosforą šaknimis iškelia iš gilesnių sluoksnių į paviršių ir paverčia į judrią formą. Žemės dirbimas nutraukia vandens kapiliarus ir neleidžia fosforui judėti gilyn. Be to, žemės ūkio augalai sunaudoja didesnius fosforo kiekius. Taip pat nurodoma, kad sąlyginai nedideli kiekiai fosforo išsiplauna iš dirvožemio. Tyrėjų atlikti tyrimai (1995-2003 metais) nurodo, kad vidutiniškai per metus fosforo išsiplauna 0,21 kg iš ha (Gužys, Petrokienė, 2006).

Siekiant nustatyti fosforo dinamiką aplinkoje lapkričio-vasario mėnesiais analizuotas melioracijos griovių paviršinis vanduo, į kuriuos patenka sausinimo sistemos vanduo. Remiantis 20 paveikslo grafiko duomenimis matyti, kad fosforo koncentracijos yra nuo 3 iki 10 kartų didesnės paviršiniame vandenyje, nei sausinimo sistemų vandenyje.

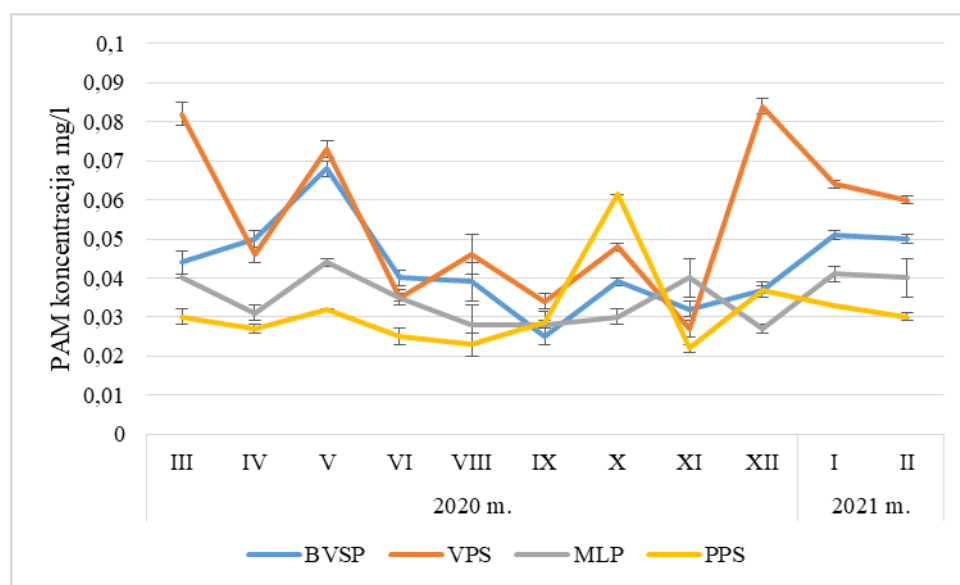


20 pav. Bendrojo fosforo koncentracija melioracijos kanalų vandenyje

Galima daryti prielaidą, kad didesnės bendrojo fosforo koncentracijos nustatomos paviršiniame vandenyje dėl fosforo prietakos su paviršiniu vandeniu, taip pat atpalaiduojamas yrant organinėms medžiagoms kanalo vandenyje.

3.4. Paviršiaus aktyviųjų medžiagų koncentracijos sausinimo sistemų ir paviršiniame vandenyje

Paviršiaus aktyviosios medžiagos įeina į augalų apsaugos produktų, trąšų sudėtį. Neigiamas poveikis paviršiaus aktyviųjų medžiagų yra tai, kad sudaro plėvelę vandens paviršiuje, trukdo deguonies apytakai, tuo pačiu daro žalą gyvajai vandens faunai (Tagavifar et al., 2017).



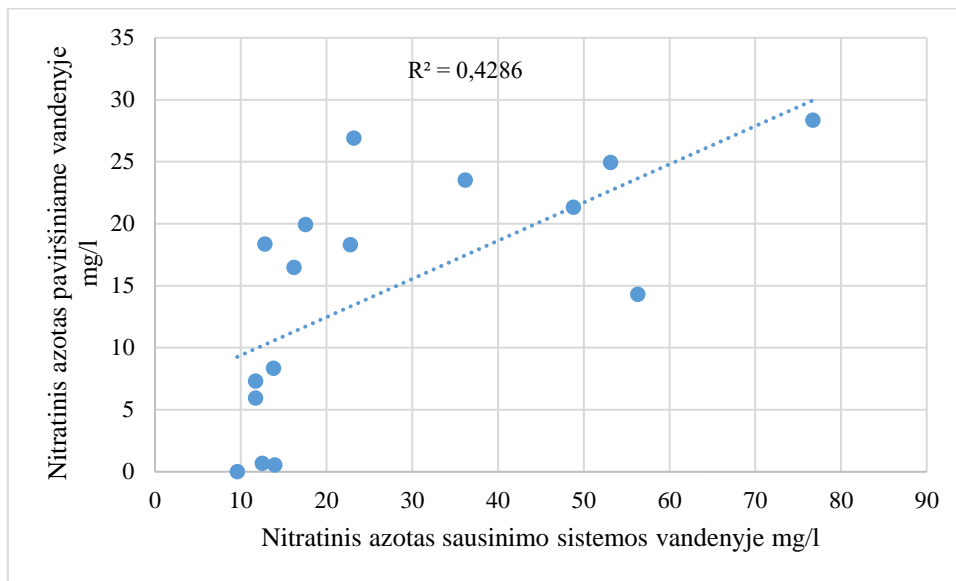
21 pav. Paviršiaus aktyviųjų medžiagų koncentracijos kitimas sausinimo sistemų vandenyje

Remiantis 20 paveikslo grafiku matyti, kad sausinimo sistemų vandens tarša PAM siekė nuo $0,025 \pm 0,002$ iki $0,083 \pm 0,001$ mg/l. Koncentracijų kaitai tyrimo laikotarpiu sezoniškumas įtakos neturėjo. Lyginant tyrimo vietas, mažiausiai PAM nustatyta PPS tyrimo vietoje, tačiau BVSP, VPS, MLP tyrimo vietose antropogeninės veiklos įtaka taip pat mažai tikėtina. Kitų tyrėjų atlikti tyrimai rodo, kad foninė tarša PAM gali būti sąlygojama iš dirvožemio išplaunamos giminingoms PAM medžiagoms, kurios yra gamtinės kilmės (Ivankovič, 2010).

3.5. Ištirpusių medžiagų priklausomybės

Lapkričio-vasario mėnesiais vandens mėginiai buvo paimti ne tik iš sausinimo sistemų, bet ir iš paviršinio vandens, į kurį patenka sausinimo sistemos vanduo. Siekiant įvertinti išplaunamų medžiagų galimą poveikį paviršinio vandens cheminei sudėčiai analizuota priklausomybė nitratinio azoto koncentracijos sausinimo vandenyje ir nitratinio azoto koncentracijos paviršiniame vandenyje (22 pav.). Gauta tiesinės regresijos lygtis:

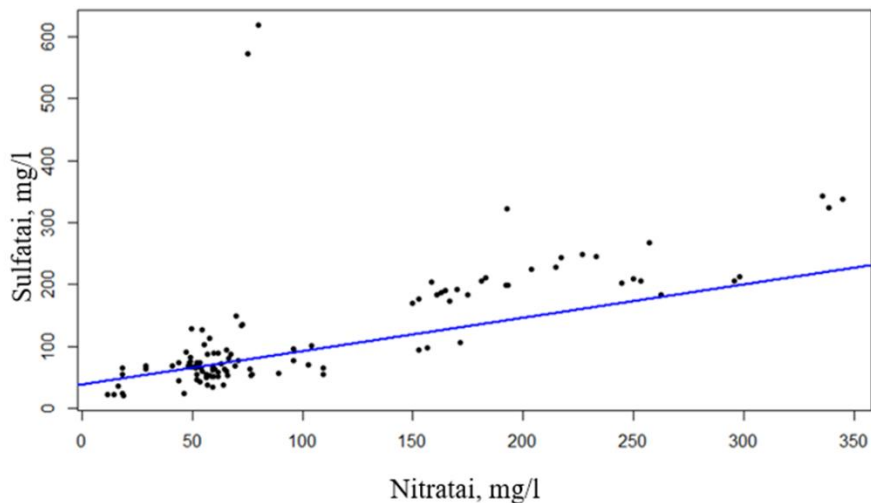
$y=0,308x+6,305$, determinacijos koeficientas $R^2=0,4286$, ($p=0,006$). Analizė rodo, kad apie 42 % nitratinio azoto į paviršinį vandenį patenka iš sausinimo sistemų.



22 pav. Nitratinio azoto koncentracijų priklausomybė

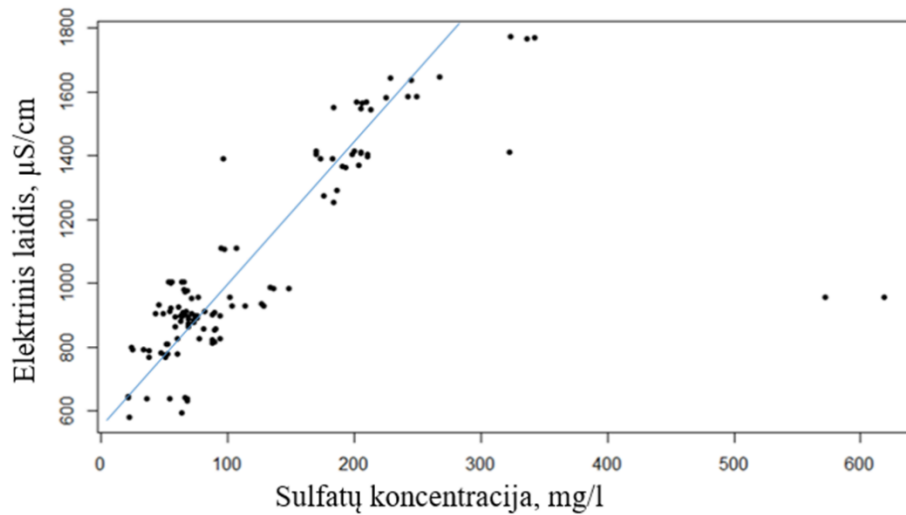
Daroma prielaida, kad nitratinis azotas iš sausinimo sistemų gali turėti įtakos paviršinio vandens kokybei.

Nustatytas silpnas, teigiamas ryšys tarp chloridų koncentracijos sausinimo sistemos vandenyje ir paviršiniame vandenyje, gauta $R^2=0,26$, $y=0,4357x+23,27$, tačiau šis ryšys statistiškai nėra patikimas ($p=0,04$).



23 pav. Sulfatų ir nitratų tarpusavio priklausomybė

Nustatytas statistiškai patikimas ryšys tarp išsiplaukamų nitratų ir sulfatų (23 pav.). ($R^2=0,44$, ($p<0,01$), $y=0.828x+34.43$). Duomenys rodo, kad nitratai ir sulfatai panašiai migruoja iš dirvožemio į sausinimo sistemos vandenį.



24 pav. Sulfatų koncentracijos vandenyje ir elektrinio laidžio priklausomybė

Sausinimo sistemų elektrinio laidžio rezultatams reikšmingos įtakos turėjo sulfatai: didėjant sulfatų koncentracijai sausinimo sistemų vandenyje, elektrinis laidis taip pat didėja ($R^2=0,46$, $y=2,1159x+789,9562$, kai $p<0,01$).

Koreliaciniai ryšiai tarp fizikinių-cheminių vandens parametrų ir meteorologinių duomenų buvo statistiškai nepatikimi. Tai rodo, kad sausinimo sistemų dydis ištirpusių medžiagų kiekiui vandenyje iš šių įrenginių įtakos neturėjo. Nors vandens debitas atitinkamu periodu reikšmingai koreliavo su kritulių kiekiu.

3.6. Rekomendacijos taršos valdymui

Agroekosistemų taršos valdymui gali būti taikomos teisinės, agronominės ir inžinerinės priemonės.

Teisinių dokumentų analizė parodė, kad agroekosistemų keliamos taršos valdymas turi trūkumų. Svarbiausias - LR dirvožemio apsaugos įstatymo priėmimas, kuriuo būtų įteisinta tinkama dirvožemio apsauga. Kitas žingsnis – suvienodinti organinių ir mineralinių trąšų naudojimo reikalavimus, nes šiuo metu galiojantys įstatymai reglamentuoja tręšimo normas, tręšimo planus ir laikotarpius, ribojančius dirvožemio tręšimą tik organinėms trąšoms. Organinėms trąšoms yra ribojamas įnešamas azoto kiekis per metus, kuris maksimaliai gali būti 170 kg/ha, o tręšiant mineralinėmis azoto trąšomis ši norma gali būti ir viršijama. Atsižvelgiant į klimato kaitą, kai, reikėtų nustatyti griežtesnius reikalavimus tręšimui rudenį (organinėmis trąšomis leidžiama tręšti iki lapkričio 15 d.), nes esant palankioms aplinkos sąlygoms ir žiemos metu sausinimo sistemomis teka vanduo į paviršinius vandenis. Valstybė turėtų skirti didesnę dėmesį sausinimo sistemoms, sureguliuojant atsakomybę jų priežiūrai. Pagal dabar galiojančius įstatymus sausinimo sistemos, kurių vamzdelio skersmuo didesnis kaip 12,5 cm, priklauso valstybei, o kurių skersmuo mažesnis nei 12,5 cm – žemės savininkams.

Agronominės priemonės yra vienos lengviausiai įgyvendinamų priemonių agroekosistemų taršai valdyti. Veiksminga priemonė skatinti ūkininkus taikyti ekosistemose kuo įvairesnę sėjomainą, atsižvelgiant į dirvožemio tipą, naudoti optimalias trąšų normas. Pagal tyrimo rezultatus matyti, kad iš daugiamečių pievos agroekosistemos (PPS tyrimo vieta) mažiausiai patenka azoto į paviršinius vandenis. Todėl svarbu motyvuoti ir skatinti ūkininkus išsaugoti kiek galima daugiau daugiamečių pievų.

Inžinerinės priemonės yra svarbi priemonė agroekosistemų taršos valdyme. Tyrimo rezultatai parodė, kad sausinimo sistemų vandens debitas yra nepastovus, didžiausias jis būna žiemos ir ankstyvo pavasario laikotarpiu. Šiuolaikinės inžinerinės priemonės jau leidžia valdyti vandens patekimą iš sausinimo sistemų į paviršinius vandenis. Tai kontroliuojama sausinimo sistema, kuri sukuria dirbtinį barjerą tarp sausinimo sistemos išleistuvų ir paviršinio vandens. Ši priemonė yra viena iš efektyviausių, siekiant sumažinti biogeninių medžiagų apkrovą paviršiniam vandeniui. Kol kas ši sistema Lietuvoje yra eksperimentinėje stadijoje, nes įdiegta tik 1000 ha plote, kai bendras agroekosistemų plotas Lietuvoje siekia beveik 3 mln. ha. Nors šių sistemų įrengimas šiuo metu yra ne visiems finansiškai prieinamas, išeitis būtų siekis pasinaudoti nacionaline ir Europos Sąjungos parama.

IŠVADOS

1. Didžiausias nustatytas momentinis vandens debitas iš sausinimo sistemų žiemos ir kovo mėnesiais (nuo 0,7 m³/h iki 5,4 m³/h, priklausomai nuo tyrimo vietos), tačiau reikšmingos įtakos ($R^2=0,42$, kai $p<0,01$) kritulių kiekis vandens debitui turėjo tik šiltuoju metų periodu gegužės-spalio mėnesiais.
2. Iš sausinimo sistemų išplaunamų medžiagų kiekiui įtakos turi turėjo dirvožemio tipas ir, bet nėra susijęs su sausinimo sistemų dydžiu. Didesni išplaunamų medžiagų kiekiai (NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) buvo iš sausinimo sistemų VPS tyrimo vietoje, kur vyrauja priesmėlio dirvožemis ir vykdomas intensyvi žemės ūkio veikla.
3. Biogeninių medžiagų išsiplovimas iš agroekosistemų susijęs su apkrovomis azotu. Didžiausios nitratų koncentracijos nustatytos vandenyje, sutekančiame į sausinimo sistemas iš priesmėlio dirvožemio (VPS): nuo $32,9\pm 8,03$ iki $76,72\pm 0,83$ mg/l. Leistinas ribines vertes (23 mg/l) viršijo visą tyrimo laikotarpį.
4. Bendrojo fosforo koncentracija vandenyje iš sausinimo sistemų tyrimo laikotarpiu buvo žemiau metodo aptikimo ribos. Tai rodo, kad fosforas sorbuojamas dirvožemyje ir paviršinio vandens taršai įtakos neturi.
5. Sulfatų kiekis pasiskirstė ribose nuo $21,4\pm 0,5$ iki $334,1\pm 7,22$ mg/l. Reikšminga koreliacija su nitratais rodo, kad sulfatai, nėra sorbuojami dirvožemio, o iš sausinimo sistemų į paviršinius vandenį migruoja kartu su nitratais., linkę išsiplauti.
6. Rekomenduojama, vykdant intensyvią žemdirbystę, reguliuoti išbarstomų trąšų kiekį atsižvelgiant į dirvožemio granulimetrinę sudėtį, o sausinimo sistemų modernizavimui taikyti pažangias technologijas diegiant dirbtinį barjerą tarp sausinimo sistemos išleistuvų ir paviršinio vandens.

SANTRAUKA

Išplaunamų medžiagų iš agroekosistemų į paviršinį vandenį vertinimas

Remigijus Šarna

Tarptautiniu lygmeniu įvairūs metodai taikomi siekiant geriau kontroliuoti azotą, fosforą ir kitas medžiagas agroekosistemose. Iš dirvožemio sausinimo sistemų tekančio vandens būklės vertinimas gali tiesiogiai parodyti žemės ūkio poveikį paviršiniam vandeniui.

Darbo objektas. Agroekosistemų sausinimo sistemos vanduo.

Tyrimo tikslas. Nustatyti iš agroekosistemų sausinimo įrenginių išplaunamo vandens kokybę, įvertinti apkrovas biogeninėmis medžiagomis ir pateikti rekomendacijas taršos valdymui. **Darbo uždaviniai:** 1. Nustatyti iš agroekosistemų sausinimo įrenginių išplaunamo vandens hidrocheminius parametrus. 2. Įvertinti išplaunamų iš agroekosistemų cheminių medžiagų priklausomybę nuo gamtinių ir antropogeninių veiksnių. 3. Pateikti pasiūlymus ir rekomendacijas agroekosistemų taršos valdymui.

Tyrimai atlikti 2020 m. kovo - 2021 m. vasario mėn. laikotarpiu, vertintos meteorologinės sąlygos, matuotas vandens debitas, vandens mėginiai imti vieną kartą per mėnesį iš keturių tyrimo vietų. Spektrofotometrijos metodu nustatytos bendrojo fosforo ir paviršiaus anijonaktyviųjų medžiagų koncentracijos vandenyje. Neorganinių junginių (NO_3^- , Cl^- ir SO_4^{2-}) kiekio vertinimui taikytas skysčių chromatografijos metodas.

Tyrimo rezultatai parodė, kad didžiausias momentinis vandens debitas buvo 2020 metų kovo ir 2021 metų sausio mėnesiais, tačiau tyrimo laikotarpiu išplaunamiems junginiams vandens debito kiekio pokyčiai reikšmingos įtakos neturėjo. Sausinimo sistemos vandens apkrova nitratinium azotu priklausė nuo dirvožemio tipo bei ūkininkavimo intensyvumo ir nepriklausė nuo sausinimo sistemų dydžio: visu tyrimo laikotarpiu leistinas ribines vertes (23 mg/l) nitratai viršijo vandenyje, tekančiame iš priemolio dirvožemio (nuo $32,9 \pm 8,03$ mg/l iki $76,72 \pm 0,83$ mg/l).

Reikšminga nitratų ir sulfatų kiekio koreliacija ($R^2=0,44$, $p<0,01$) parodė, kad išplaunamo iš sausinimo sistemų vandens apkrova sulfatais taip pat susijusi su dirvožemio tipu ir ūkininkavimo intensyvumu. Bendrojo fosforo koncentracija vandenyje iš sausinimo sistemų tyrimo laikotarpiu buvo žemiau metodo aptikimo ribos ir rodo, kad fosforas sorbuojamas dirvožemyje ir paviršinio vandens taršai įtakos neturi. Rekomenduojama agroekosistemose reguliuoti išbarstomų trąšų kiekį atsižvelgiant į dirvožemio tipą bei modernizuoti sausinimo sistemas diegiant dirbtinį barjerą tarp sausinimo sistemos išleistuvų ir paviršinio vandens.

SUMMARY

Leaching materials evaluation of agroecosystem into surface water

Remigijus Šarna

Various methods are applied in an international level in order to have a better control of nitrogen, phosphorus and other substances in the agroecosystems. Evaluation of the water that comes from soil drainage systems can show the direct effect of farming towards surface water.

Object of the paper. Water from drainage system of agroecosystems.

The aim of research. To determine the quality of water from drainage system of agroecosystems, to evaluate the load in biogenic substances and to give recommendation for pollution management. **Tasks of the paper:** 1. To determine the hydrochemical parameters of water from the drainage system of agroecosystems 2. To determine how dependant the chemical substances, washed from agroecosystems, are from natural and anthropogenic activities. 3. To give suggestions and recommendation for pollution management of agroecosystems.

The research has been performed during March 2020 - February 2021 period by evaluating the meteorological conditions, measuring the water debit, taking the water samples once a month from four different research places. The concentrations of common phosphorus and surface anionic substances in the water has been determined using spectrophotometry method. Liquid chromatography method has been used to evaluate the amount of inorganic compounds (NO_3^- , Cl^- and SO_4^{2-}).

According to the research, the biggest momentary water debit was in March 2020 and January 2021, however, the changes in water debit had no major impact towards the washed compounds during the research period. The load on water by nitrate nitrogen in drainage systems depends on the type of soil and how intensive the farming is, it does not depend on the size of drainage systems: the nitrates have all the limit values (23 mg/l), allowed during the research period, in a water that comes from sandy soil (from $32,9 \pm 8,03$ mg/l to $76,72 \pm 0,83$ mg/l).

A significant correlation of nitrates and sulphates ($R^2=0,44$, $p<0,01$) has showed, that the sulphate load on water that comes from drainage systems is also related to the type of soil and intensity of farming. The concentration of common phosphorus in water from drainage systems was below the method detection line during the research period and it shows, that phosphorus is collected in the soil and has no relation to pollution of surface water. It is recommended to control the amount of fertilized used by taking into account the type of soil and to modernize draught systems by making a barrier between releasers of drainage system and surface water.

LITERATŪRA

1. Adomaitis T., Mažvila J., Rudzianskaitė A., Šukys P., 2002. Maisto medžiagų išplovimas karsto zonos dirvožemiuose. *Žemdirbystė*. **3**(79): 198-205.
2. Aleknavičius P., 2017. Veiksniai, darantys įtaką kultūrinio agrarinio kraštovaizdžio pokyčiams Lietuvoje. *Geologija. Geografija*. **3**(1): 11-24.
3. Aplinkos apsaugos agentūra, 2015. Žmogaus poveikis drenažinio vandens kokybei ir drenažinio vandens sąveika su paviršiniu ir požeminiu vandeniu. Galutinė ataskaita.
4. *Aplinkos informacijos valdymo integruota kompiuterinė sistema*, 2021. Reikšmingos žmogaus veiklos apkrovos. [žiūrėta: 2021 kovo 3 d.]. www.aplinka.lt/reiksmingi-zmogaus-veiklos-poveikiai.
5. *Aplinkos projektų valdymo agentūra*, 2017. Šalies vandenų būklei gerinti – naujos priemonės. [žiūrėta: 2021 kovo 7 d.]. www.apva.lt/salies-vandenu-buklei-gerinti-naujos-priemones/.
6. Augustaitis A., 2020. Tolimųjų oro teršalų pernašos poveikio sąlygiškai natūralių ekosistemų komponentams vertinimas. *Ataskaita*. Vytauto Didžiojo universitetas, žemės ūkio akademija.
7. Bagys G., 2008. *Soil water regime and nitrate leaching dynamics applying no-tillage*. Disertacija. Kaunas: Lietuvos žemės ūkio universiteto leidykla.
8. Bastienė N., Šaulienė A., 2009. The impact of controlled drainage on water quality. *Research for rural development: annual 15th international scientific conference proceedings*. Jelgava, p. 271-279.
9. Blann L. K., Anderson L. J., Sands R. G., Vondracek B., 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems. *Environmental Science and Technology*. **39**(11): 909-1001.
10. Bučienė A., 2008. Azoto ir fosforo išplovos drenažu problematika plėtojant ekologinius mišrios gamybos ūkius. *Gyvulininkystė*. **52**(16): 13-29.
11. Bučienė A., 2009. *Biogenų N ir P išplova Lietuvos žemumų dirvožemiuose*. Disertacija. Vilniaus universitetas.
12. Bučienė A., Gaigalis K., 2012. Chemical composition of wet deposition and drainage runoff in agroecosystems: the case of Middle Lithuania. *Baltica*. **25**(2): 153-162.
13. Bučienė A., Švedas A., Antanaitis Š., 2003. Balances of the major nutrients N, P and K at the farm and field level and some possibilities to improve comparisons between actual and estimated crop yields. *European Journal of Agronomy*. **20**(1-2): 53-62.

14. Butkutė S., Zigmontienė A., 2013. Biogeninių medžiagų koncentracijos Neris intake Šventojoje vertinimas. *Future of Lithuania*. **5**(4): 2-12.
15. Carstensen M. V., Borgesen D. C., Ovesen N. B., Poulsen J. R., Hvid K. S., Kronvang B., 2019. Controlled drainage as a targeted mitigation measure for nitrogen and phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. **48**(3): 677-685.
16. Deelstra J., 2015. Subsurface drainage runoff behaviour in Norway. *Nordic view to sustainable rural development congress* (June 16-18).
17. Eertwegh G., Nieber J.L., Louw P., Hardeveld H., Bakkum R., 2006. Impacts of drainage activities for clay soils on hydrology and solute loads to surface water. *Bioproducts and biosystems engineering*. **55**(3): 235-245.
18. Europos Bendrijos Taryba, 1991. Direktyva 91/676/EEB dėl vandens apsaugos nuo taršos nitratais iš žemės ūkio.
19. Europos Bendrijos Taryba, 2000. Direktyva 2000/60/EB vandens pagrindų.
20. Finer L., Čiuldienė D., Libietė Z., Lode E., Nieminem M., Pierzgalski E., Ring E., Strand L., Sikstrom U., 2018. WAMBAF - sausinamosios melioracijos tinklo priežiūros geroji patirtis siekiant geros vandens kokybės Baltijos jūros regione - rekomendacijų santrauka. Natural resources institute Finland. Helsinki.
21. Fronczyk J., Radziemska M., Dynowski P., Mazur Z., Bazydło M., 2016. quality of water in the road drainage systems in the warsaw agglomeration, Poland. *Water*. **8**(429): 1-12.
22. Gužys S., Petrokienė Z., 2006. Skirtingai tręštų sėjomainos kultūrinių augalų įtaka fosforo migracijai agroekosistemoje. *Žemdirbystė*. **93**(3): 75-88.
23. Holman I. A., Whelan M. J., Howden N. J. K., Bellamy P. H., Willby N. J., Rivas-Casado M., McConvey P., 2008. Phosphorus in groundwater—an overlooked contributor to eutrophication? *Biological and Environmental Sciences Journal*. **22**(26): 5121-5127.
24. Hoover N. L., Bhandari A., Soupier M. L., Moorman T. B., 2016. Woodchip denitrification bioreactors: Impact of temperature and hydraulic retention time on nitrate removal. *Journal of environmental Quality*. **45**(5): 803-812.
25. Ivankovič T., Hrenovič J., 2010. Surfactants in environment. *Arh Hig Rada Toksikol*. **65**(13): 95-110.
26. Jiang M., Sheng Y., Liu Q., Wang W., Liu X., 2021. Conversion mechanisms between organic sulfur and inorganic sulfur in surface sediments in coastal rivers. *Science of the total environment*. **752**(15): 101-112.

27. Jokubauskaitė I., Karčauskienė D., Antanaitis Š., Mažvila J., Šlepetienė E., Končius D., Piaulokaitė-Motuzienė L., 2015. The distribution of phosphorus forms and fractions in Retisols under different soil liming management. *Žemdirbystė*. **102**(3): 251-256.
28. Kanchi S., Niranjan T., Babu Naidu K., Naidu Venkatasubba N., 2012. Monitoring the Status of Anionic Surfactants in Various Water Systems in Urban and Rural Areas of Tirupati, Andhra Pradesh, South India. *International journal of research in chemistry and environment*. **2**(3): 144-156.
29. Kinderienė I., Karčauskienė D., 2016. Assessment of soil erosion processes as influenced by different land-use systems on hilly rolling landscape of western Lithuania. *Žemdirbystė*. **103**(4): 339-346.
30. Klimašauskas M., Šaulys V., 2017. Drainage trench conductivity and biogenic materials retention. *Environmental engineering: proceedings of the international conference on environmental engineering* (Vilnius, April 27-28). Vilnius: Vilniaus Gedimino technikos universitetas, p.1.
31. *Lietuvos hidrometeorologijos tarnyba*, 2021. Klimato kaitos priežastys ir pasekmės. [žiūrėta: 2021 vasario 6 d.]. www.meteo.lt/lt/klimato-kaita.
32. Lietuvos respublikos aplinkos ir žemės ūkio ministerijos, 2005. Dėl Mėšlo ir srutų tvarkymo aplinkosaugos reikalavimų aprašo patvirtinimo. Įsakymo Nr. D1-367/3D-342, 2005-07-14. *Valstybės žinios*, Nr. 1-7.
33. Lietuvos respublikos aplinkos ministerija, 2020. Ataskaita apie 1991 m. gruodžio 12 d. tarybos direktyvos 91/676/EEB dėl vandens apsaugos nuo taršos nitratais iš žemės ūkio šaltinių įgyvendinimą 2016–2019 m.
34. Lietuvos respublikos seimas, 1997. Vandens įstatymas. Nr. VIII-474, 1997-10-21. *Valstybės žinios*, Nr. 104-2615.
35. Lietuvos respublikos seimas, 2004. Melioracijos įstatymas. Nr. IX-2009, 2004-02-05. *Valstybės žinios*, Nr. 28-877.
36. Lietuvos respublikos žemės ūkio ministerija, 2019. Gerosios žemės ūkio praktikos kodeksas, kurio taikymas mažintų neigiamą žemės ūkio poveikį dirvožemiui, vandeniui, orui ir klimatui. Vilnius.
37. Maikštėnienė S., Masiulionytė L., 2011. Racionalios agroekosistemos išsklaidytosios azoto taršos mažinimo šiaurės Lietuvos regione. *Kaimo raidos kryptys žinių visuomenėje*. **20**(2): 277-283.
38. *Matematinis modeliavimas*, 2021. [žiūrėta: 2021 kovo 10 d.]. www.techmat.vgtu.lt/model_pag.html.

39. Mažvila J., Staugaitis G., Vaišvila Z., Aleknavičius P., Juozokas A., Mockevičius R., Lukšienė L., 2011. *Lietuvos žemės našumas*. Akademija: Lietuvos agrarinių ir miškų mokslų centras.
40. Misevičienė S., 2018. Azoto koncentracijų kaita Dotnuvėlės ir Smilgos upių žiotyse. *Žmogaus ir gamtos sauga*. **24**(12): 154-157.
41. Mokrik R., Mažeika J., 2006. *Hidrogeochemija*. Vilnius: Vilniaus universiteto leidykla.
42. Motuzas J. A., Buivydaite V. V., Vaisvalavičius R., Šleinys A. R., 2009. *Dirvotyra*. Vilnius: Enciklopedija.
43. Mus F., Crook B., Garcia K., Costas A., Geddes B., Kouri E., Paramasivan P., Ryu M, Oldroyd G., Poole P., Udvardi M., Volgt C., Ane J., Peters J., 2016. Symbiotic nitrogen fixation and the challenges to its extension to nonlegumes. *American society for microbiology*. **82**(13): 3698-3710.
44. Nyber M., Osterholm P., Nystran M., 2012. Impact of acid sulfate soils on the geochemistry of rivers in south-western Finland. *Environ earth sci*. **66**(2): 157-168.
45. Povilaitis A., Miseckaite O., Gasiūnas V., 2020. Klimato kaitos iššūkiai kaimo vandentvarkai. *Plenarinis pranešimas*. Vytauto Didžiojo universitetas.
46. Povilaitis A., Rudzianskaite A., Misevičienė S., Gasiūnas V., Miseckaite O., Živatkauskienė I., 2018. Efficiency of drainage practices for improving water quality in Lithuania. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*. **61**(1): 179-196.
47. Pranckietis V., 2013. Pažangių technologijų ir gerosios praktikos žemės ūkyje taikymas bei skatinimo Lietuvoje, siekiant išvengti aplinkos taršos iš žemės ūkio šaltinių, studija. Baigiamoji ataskaita, Akademija.
48. Ramoška E., Bastienė N., Šaulys V., 2011. Evaluation of controlled drainage efficiency in Lithuania. *Irrigation and Drainage*. **60**(2): 196-206.
49. Rudzianskaite A., Misevičienė L., 2019. Effects of controlled drainage on soil water regime and quality in Lithuania. *Agrofor International Journal*. **4**(1): 119-127.
50. Rudzianskaite A., Ruminaitė R., 2010. Karsto zonos upių ir upelių vandens kokybės palyginamoji analizė. *Vandens ūkio inžinerija*. **37**(57): 1-9.
51. Ruminaitė R., 2010. *Antropogeninės veiklos įtakos upių nuotėkiui ir vandens kokybei tyrimai ir vertinimas*. Disertacija. Vilnius: Vilniaus Gedimino technikos universiteto leidykla Technika.
52. Rutkoviėnė V. M., Sabienė N., 2008. *Aplinkos tarša*. Akademija: Lietuvos žemės ūkio universitetas.

53. Sharma S., Sayyed R., Trivedi M., Gobi T., 2013. Phosphate solubilizing microbes: sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. *Springer plus*. **2**(587): 1-14.
54. Sojka M., Kozłowski M., Stasik R., Napierala M., Kesicka B., Wrozyński R., Jaskula J., Liberacki D., Bykowski J., 2019. Sustainable water management in agriculture - the impact of drainage water management on groundwater table dynamics and subsurface outflow. *Sustainability*. **11**(4201): 1-18.
55. Staugaitis G., Šarka A., 2020. Azoto ir organinės anglies koncentracijos skirtingo naudojimo žemapelkės durpžemyje. *Žemės ūkio mokslai*. **27**(1): 20-29.
56. Staugaitis G., Vaišvila Z., 2015. *Inovatyvūs dirvotyros ir agrochemijos mokslo sprendimai*. Kaunas: Lietuvos agrarinių ir miškų mokslo centro agrocheminių tyrimų laboratorija.
57. Staugaitis G., Vaišvila J. Z., 2019. *Dirvožemio agrocheminiai tyrimai*. Kaunas: Lietuvos agrarinių ir miškų mokslo centro agrocheminių tyrimų laboratorija.
58. Staugaitis Ž., 2018. *Dirvožemio kokybei svarbių anglies ir azoto junginių sudėtis ir pokyčiai auginant daugiamečius žolinius energetinės paskirties augalus*. Disertacija. Akademija.
59. Strock S. J., Kleinman P., King W. K., Delgado A. J., 2010. Drainage water management for water quality protection. *Soil and Water Conservation Society*. **65**(6): 131-136.
60. Šarūnaitė L., Kadžiulienė Ž., Kadžiulis L., 2008. Žolynų derliaus formavimosi ir azoto kaupimosi sparta per pirmuosius dvejus jų auginimo metus. *Žemdirbystė*. **95**(1): 125-137.
61. Šaulys V., 2007. *Vandenių apsaugos politika ir teisė*. Vilnius: Vilniaus Gedimino technikos universiteto leidykla Technika.
62. Šaulys V., Bastienė N., 2008. The impact of lime on water quality when draining clay soils. *Ekologija*. **54**(1): 22-28.
63. Šileika A., Gužys S., 2003. Drainage runoff and migration of mineral elements in organic and conventional cropping systems. *Agronomie*. **23**(7): 633-641.
64. Šimansky V., Kovačik P., Jonczak J., 2017. The effect of different doses of N fertilization on the parameters of soil organic matter and soil sorption complex. *Journal of ecology engineering*. **18**(3): 104-111.
65. Tagavifar M., Jang S. H., Sharma H., Wrang L. Y., Chang L. Y., Mohanty K., Pope G. A., 2017. Effect of pH on adsorption of anionic surfactants on limestone: Experimental study and surface complexation modeling. *Elsevier*. **538**(2018): 549-558.
66. Ulevičius V., Byčenkienė S., Senuta K., 2009. Critical loads of sulphur and nitrogen for terrestrial ecosystems in Lithuania. *Lithuanian Journal of Physics*. **49**(2): 237-246.

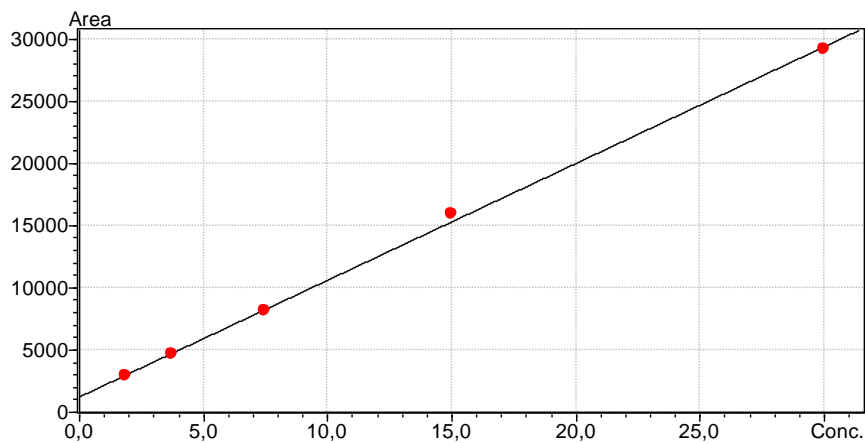
67. Ulevičius V., Byčenkienė S., Senuta K., 2009. Critical loads of sulphur and nitrogen for terrestrial ecosystems in Lithuania. *Lithuanian Journal of Physics*. **49**(2): 21-28.
68. Vaišvila J. Z., 1999. *Agrochemija*. Kaunas: Lututė.
69. Valstybės kontrolė, 2020. Vandens tiekimas ir nuotekų tvarkymas. Valstybinio audito ataskaita.
70. Zhu Y., Chen Y., Ali A., Dong L., Wrang X., Archontoulis S., Schnable J., Castellano M., 2021. Continuous in situ soil nitrate sensors: the importance of high-resolution measurements across time and a comparison with salt extraction-based methods. *Soil science society of America journal*. **85**(2): 102-124.
71. Žičkienė L., 2016. *Mineralinio azoto kaita skirtinguose dirvožemiuose*. Disertacija. Akademija.
72. Žičkienė L., Staugaitis G., Mažvila J., Masevičienė A., Narutytė I., 2015. Mineralinio azoto kaita kalvoto reljefo skirtingos granulometrinės sudėties dirvožemiuose. *Žemės ūkio mokslai*. **22**(4): 198-208.
73. Zimmerman A., Kaleita A., 2017. Electrical conductivity of agricultural drainage water in Iowa. *Agricultural and biosystems engineering*. **33**(3): 369-378.
74. Živatkauskienė I., Povilaitis A., 2018. Denitrification bioreactors application to order decrease nutrient losses via drained agricultural areas. *53rd Croatian and 13th international symposium on agriculture*, (Vodice, 18-23 February). Vodice: Josip Juraj Strossmayer University of Osijek Vodice.

PRIEDAI

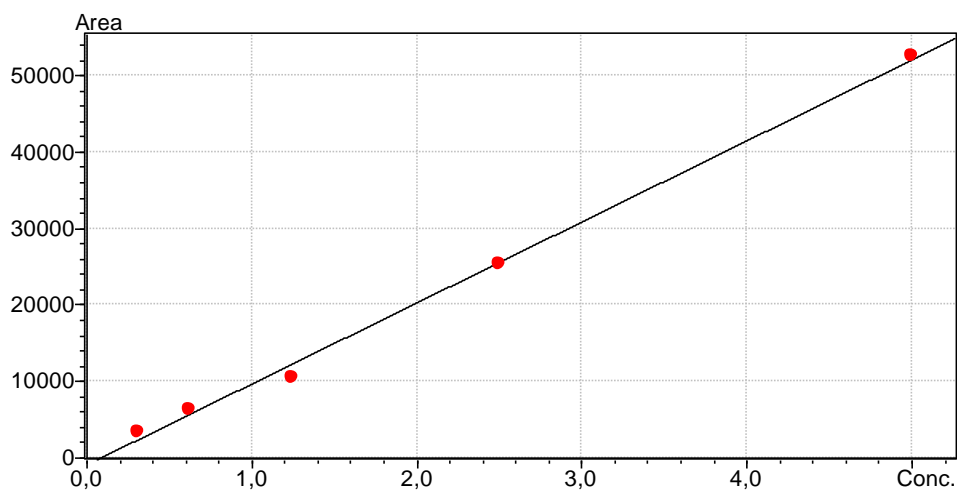
1 Priedas

Chromatografijos kalibracinės kreivės

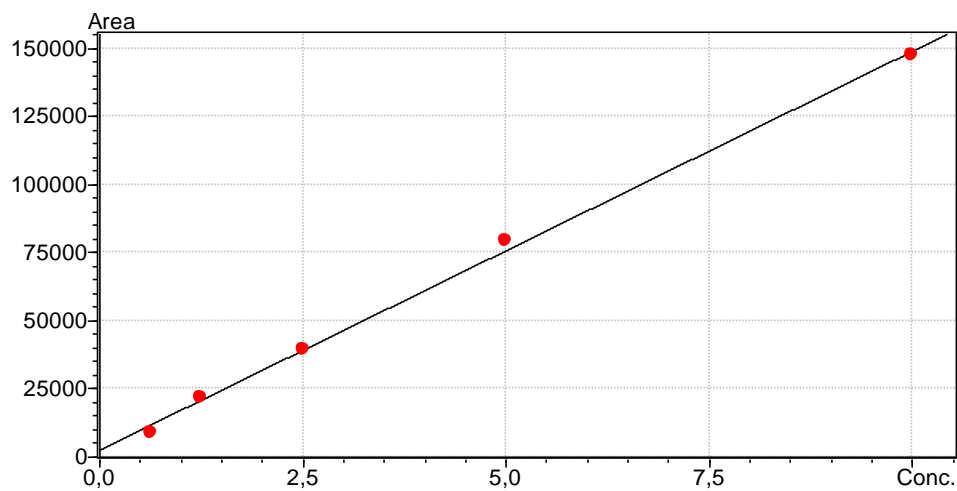
Fosfatai (PO_4^{3-})



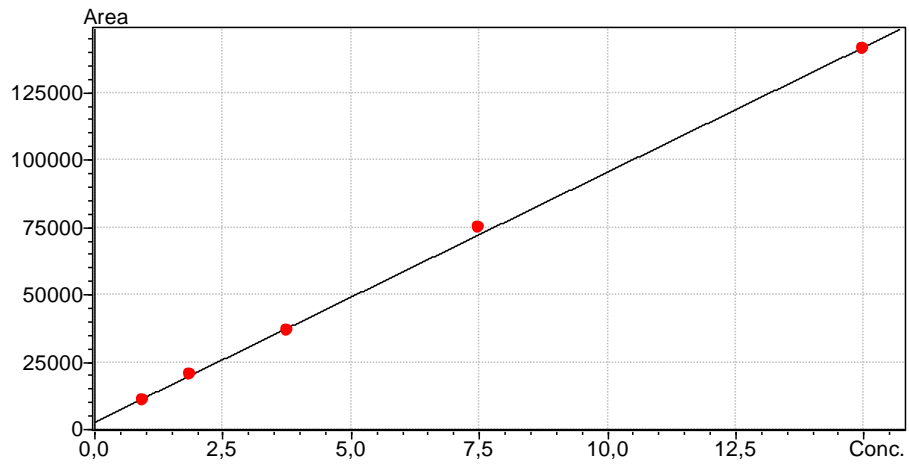
Fluoridai (F^-)



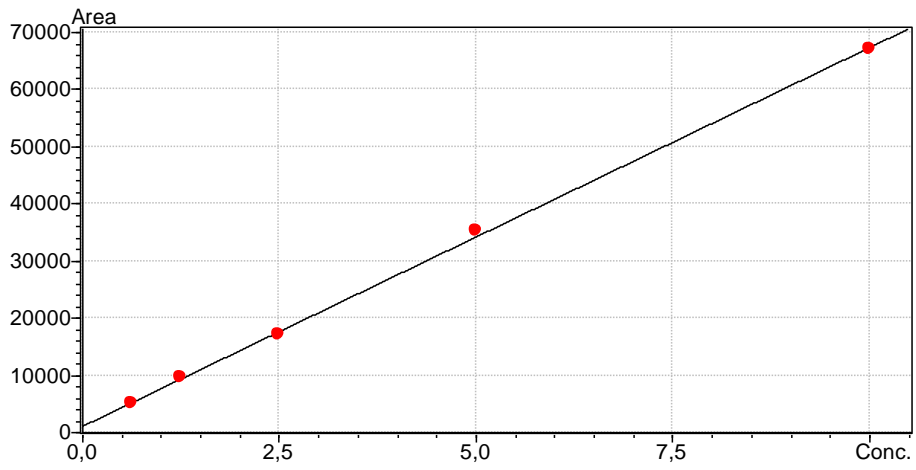
Chloridai (Cl^-)



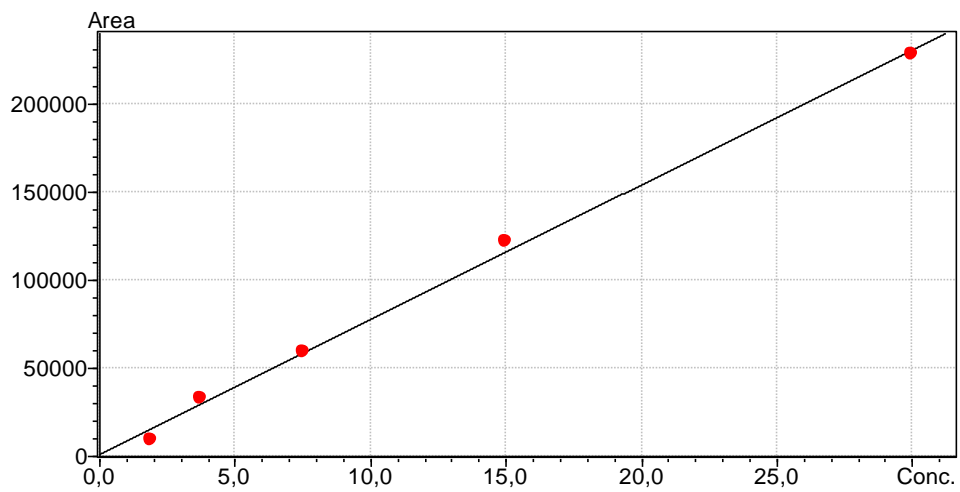
Nitritai (NO_2^-)



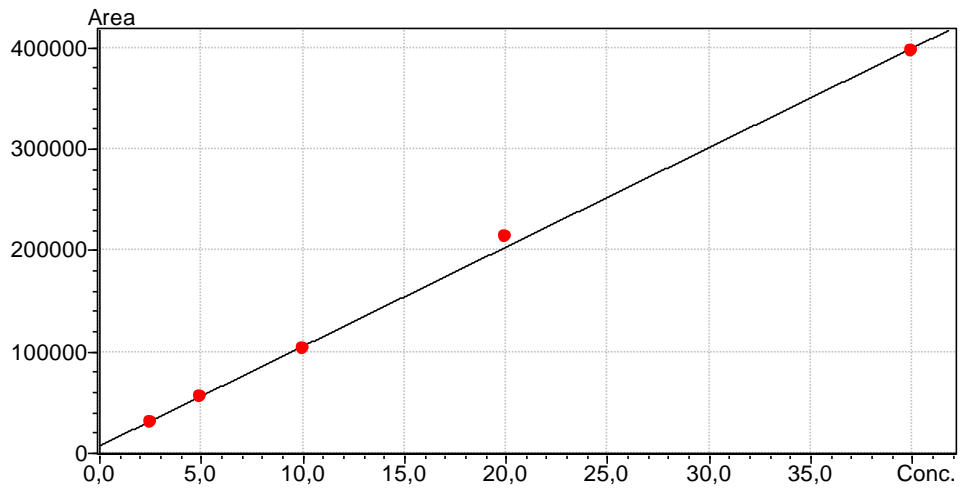
Bromidai (Br^-)



Nitratai (NO_3^-)



Sulfatai (SO_4^{2-})



Mėginio chromatograma



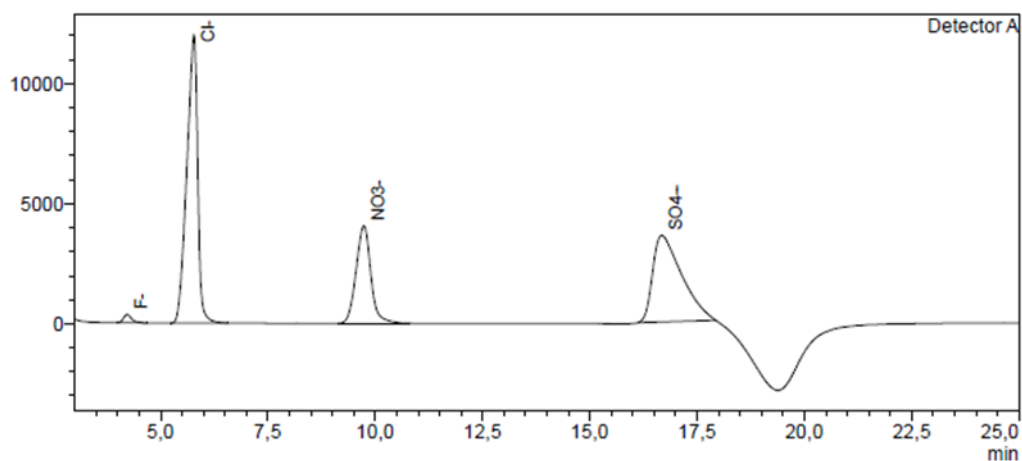
Analysis Report

<Sample Information>

Sample Name : I mėginys
 Sample ID : 1
 Data Filename : 2020-03-18-11-4k-1.lcd
 Method Filename : Anijon-2017_kalibr.lcm
 Batch Filename : 2018BD.lcb
 Vial # : 1
 Injection Volume : 10 uL
 Date Acquired : 3/18/2020 10:26:26 AM
 Date Processed : 3/18/2020 11:29:35 AM
 Sample Type : Unknown
 Level : 1
 Acquired by : System Administrator
 Processed by : System Administrator

<Chromatogram>

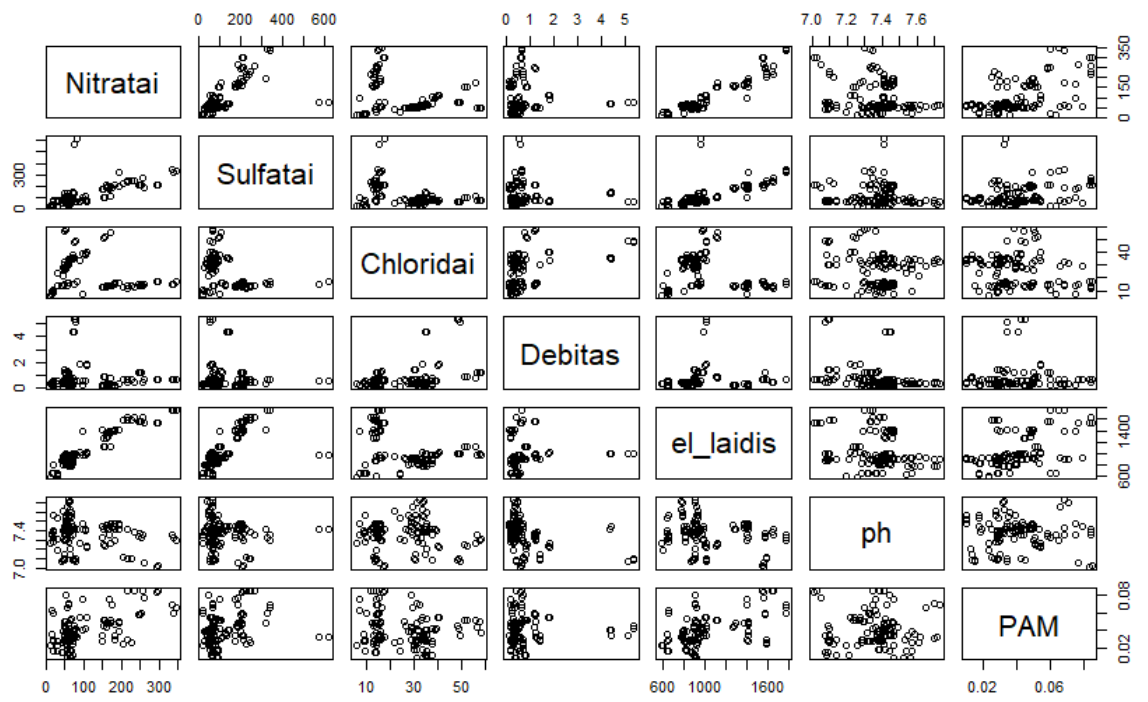
nS/cm



QuantitativeResult

ID#	Name	Ret. Time	Area	Height	Conc.	Unit
1	PO4--	--	--	--	--	mg/L
2	F-	4.219	4589	341	0.518	mg/L
3	Cl-	5.775	210790	12010	14.210	mg/L
4	NO2-	--	--	--	--	mg/L
5	Br-	--	--	--	--	mg/L
6	NO3-	9.734	96881	4059	12.520	mg/L
7	SO4--	16.672	169885	3606	16.557	mg/L
Total			482145	20016		

Duomenų sklaidos matrica



Magistro baigiamasis darbas buvo pristatytas tarptautinėje konferencijoje „Jaunasis tyrėjas išmaniajai visuomenei“ 2021 gegužės 13 d.

