

VILNIAUS UNIVERSITETAS
GAMTOS MOKSLŲ FAKULTETAS
APLINKOS STUDIJŲ CENTRAS

Svajūnas Plungė

**Ekologinės rizikos vertinimas ir „AQUATOX“
modelio panaudojimas Nevėžio upėje**

Bakalauro darbas

Mokslinis vadovas
doc. dr. P. Mierauskas

VILNIUS 2004

Ivadas	4
1. Literatūros apžvalga	
1.1. Ekologinės rizikos vertinimo samprata	6
1.1.1. <i>Ekologinės rizikos vertinimo paplitimas ir atsiradimo priežastys</i>	6
1.1.2. <i>Pagrindiniai ekologinės rizikos vertinimo šaltiniai</i>	7
1.1.3. <i>Pagrindiniai ekologinės rizikos vertinimo metodai</i>	7
1.2. Bendra ekologiniam rizikos vertinimui naudojamų modelių apžvalga	10
1.2.1. <i>Populiacijų modeliai</i>	10
1.2.2. <i>Ekosistemų modeliai</i>	12
1.2.3. <i>Kraštovaizdžio modeliai</i>	12
1.2.4. <i>Toksiškumo ekstrapoliavimo modeliai</i>	13
1.3. Detalesnė gėlo vandens ekosistemų modelių studija	13
1.3.1. <i>Ežero modeliai (kai kurie tinka ir upėms)</i>	14
1.3.2. <i>Upės modeliai</i>	17
1.3.3. <i>Bendri modeliai (vienodai puikiai tinka tiek ežerams, tiek upėms)</i>	18
1.3.4. <i>Kraštovaizdžio modeliai, kurie apima gėlo vandens ekosistemas</i>	18
1.4. AQUATOX modelis ir jo savybės	20
2. Darbo tikslas ir uždaviniai	23
3. Darbo metodika	24
4. Darbo rezultatai	34
5. Rezultatų aptarimas	
5.1. Nevėžio upės parametrų kitimo analizė	37
5.2. Koreliacijų tarp fitoplanktono ir cheminių-fizinių upės parametrų analizė	37
5.3. Pesticidų „Dicamba“ ir „Esfenvalerate“ poveikio modeliavimas hipotetiniai Nevėžio upės ekosistemai	38
5.4. Pesticidų poveikio ekosistemai ekologinės rizikos vertinimas	
5.4.1. <i>Perifitonas</i>	43
5.4.2. <i>Bestuburiai</i>	43
5.4.3. <i>Žuvis</i>	45
5.4.4. <i>Poveikio ekosistemai apibendrinimas</i>	47
Išvados ir rekomendacijos	49
Literatūros sąrašas	50
Santrauka / Summary	54

I priedas	55
II priedas	70
III priedas	71
IV priedas	79
V priedas	129

Ivadas

Šiandien mūsų pasaulis neišsivaizduojamas be daugelio žmonijos sukurtų įrankių, pavyzdžiui, kaip liniuotė, kad įvertinti atstumą, ar termometras temperatūros įvertinimui. Šiame darbe stengiamasi parodyti dar vieną žmonijos sukurtą „įrankį“ – ekologinės rizikos vertinimą.

Per visą žmonijos egzistavimo laikotarpį žmogus buvo vienintelis gamtos „išnaudotojas“. Ypatingai vakarų kultūra pasižymėjo beatodairišku ir savanaudišku elgesiu su gamta. Jos resursus grobė ir žalojo tie, kas buvo pirmesni ir stipresni. Tačiau žmogus netruko sulaukti ir savo tokios veiklos pasekmių. Užterštos upės, ežerai, jūros, dirvožemis, išnaikintos ir išnykusios rūšys, sunaikinti miškai, dykumėjantys plotai - visą tai, kas supa mus (na, aišku išskyrus išnykusias rūšis). Taigi praeito amžiaus antroje pusėje buvo pradėta galvoti kaip būtų galima numatyti ir išvengti pasekmių, kurios kyla dėl gamtos neišmanymo, nežinojimo kaip protingai elgtis su gamtos resursais, kad jie nebūtų sunaikinti. Būtent šiam tikslui ir buvo pradėtas kurti ekologinės rizikos vertinimas, kuris šiuo metu yra vienas iš geriausių „įrankių“ žmonėms, kurie priima aplinką įtakojančius sprendimus.

Ekologinės rizikos vertinimas yra puikus įrankis kai reikia įvertinti galimą žalą aplinkai. Šio įrankio pagalba galima numatyti tiek kiekybinius, tiek kokybinius ekosistemų parametrų pokyčius atsižvelgiant į planuojamas veiklas. Ekologinės rizikos vertinimas leidžia numatyti ir suskaičiuoti žalą aplinkai išreikštą konkrečiais ekonominiais skaičiais, o ne tik abstrakčiomis gairėmis ar samprotavimais.

Ekologinės rizikos vertinimas yra dar gana naujas „įrankis“. Metodai, rekomendacijos, naudojami modeliai šiuo metu sparčiai tobulinami. Ypač daug resursų tam skiria Jungtinės Amerikos Valstijos, kuriose šis „įrankis“ naudojamas vis dažniau. Labai gaila, kad Europoje, o taip pat ir Lietuvoje, retas kuris apie tai yra girdėjęs.

Lietuvoje yra atlikta keletas ekologinės rizikos vertinimo procesų, kurių vienas - Būtingės naftos terminalo ekologinės rizikos vertinimas. Buvo įvertinta rizika, kurią galėtų sukelti Būtingės naftos terminalas aplinkai, tai yra jūrai, jos ekosistemai, bei jos pakrantėms.

Nuoširdžiai dėkoju prie šio darbo savo suteiktomis konsultacijomis bei patarimais prisidėjusiems doc. Jolantai Kostkevičienei, doc. Kęstučiui Arbačiauskui, doc. Egidijui Bukelskiui, o ypač dėkoju savo darbo vadovui doc. Pranui Mierauskui už suteiktus patarimus, paramą bei neribotą galimybę naudotis skaičiavimo įrengimais. Taip pat esu dėkingas Lietuvos Aplinkos apsaugos agentūros darbuotojams už geranorišką pagalbą suteikiant turimus duomenis.

1. Literatūros apžvalga

1.1. Ekologinės rizikos vertinimo samprata

Ekologinės rizikos vertinimas (ERV) - tai procesas, kuris vertina galimus ekologinius padarinius, kurie gali atsirasti vieno, kelių ar daugelio stresorių (stresorius, tai aplinka veikiantis, antropogeninės kilmės veiksnys) atsiradimo ar/ir buvimo rezultate (Suter, 1993). Stresorius gali būti bet koks, žmogaus veiklos pasekoje atsiradęs, aplinką veikiantis veiksnys: temperatūra, pakeistos vandens hidrologinės sąlygos, cheminės medžiagos, pakeista kraštovaizdžio fragmentacija, introdukuotos svetimos rūšys ir t.t. ERV - tai yra procesas įvertinti informaciją, prielaidas ir neaiškumą, atsirandantį nežinant visapusiškai ryšio tarp stresoriaus ir ekologinių pasekmių (Suter, 1996, 2000). ERV pagrindinis tikslas - informuoti asmenis, kurie priima aplinką įtakančius sprendimus, apie galimas vienokios ar kitokios žmogaus veiklos ekologines pasekmes. Taigi tai nėra griežtai mokslinis procesas. Vertinimo galiniai taškai dažniausiai susiję su visuomenės suvokimu ir vertinimu. ERV taip pat naudojamas nustatyti didžiausią susirūpinimą keliančius teršalus ir taip pat tiems teršalams jautrias vietas, tam, kad būtų galima optimaliau paskirstyti turimus aplinkosauginius resursus. Be to ERV naudojamas aplinkosauginių kokybės parametrų tobulinimui (King, 2003). Kaip valdymo įrankis rizikos vertinimas neabejotinai įrodė savo vertę paskutiniųjų dvidešimties metų bėgyje (David, 2003).

1.1.1. Ekologinės rizikos vertinimo taikymo paplitimas ir atsiradimo priežastys

Ekologinės rizikos vertinimo gimtinė yra Jungtinės Amerikos Valstijos. Ten dabar ir vyksta spartus šios srities plėtojimas. Ypač didelius resursus ERV plėtotei skiria JAV Aplinkos apsaugos agentūra, kurioje sukurti padaliniai, kurie užsiima tik ERV rekomendacijų kūrimu, ERV modelių paruošimu, specialistų apmokymais. Europoje šis procesas plėtotis pradeda tik dabar. To pasekmė yra tai, kad labai sunku surasti viešai prieinamų parengtų rekomendacijų ar kokių nors kitų ERV reglamentuojančių dokumentų, kurie būtų paruošti ES. Iš Azijos valstybių neabejotinai pirmauja užima Japonija.

Bene svarbiausia iš ERV atsiradimo priežasčių yra tai, kad Jungtinės Amerikos Valstijas pradėjo kamuoti beatodairiško pramonės ir ūkio plėtotės pasekmės. Kadangi JAV buvo smarkiausiai ekonomiškai auganti valstybė per ir po Antro Pasaulinio karo, tai jai pirmai teko susidurti su tomis ekologinėmis pasekmėmis, kurios ištiko daugelį industrinių šalių. Buvusios derlingos žemės virto dykumomis, žuvingi ežerai tapo negyvais vandens telkiniais, sraunios ir pilnos biologinės įvairovės upės buvo užtvėnkintos ir kanalizacijos, kas sunaikino visas toje upėje buvusias ekosistemas, tuo pačiu vertingas ir ten gyvenusias ir neršusias migruojančias žuvis. Atsirado poreikis įvertinti, kokios bus planuojamos ūkinės veiklos pasekmės. To pasekoje apie 1960-70 metus atsirado poveikio aplinkai vertinimas, kuris yra tam tikros veiklos mastams privalomas ir Lietuvoje pagal galiojančias Europos Sąjungos direktyvas. Tačiau vėlesnio plėtojimosi metu poveikio aplinkai vertinimas pasirodė gana bendras, nedetalizavo aplinkos sąlygų, buvo daugiau verbalinis nei matematinis, tai pat galiniai vertinimo taškai ganėtinai nepaslankūs. Čia atsirado proceso poreikis, kuris matematiškai įvertintų ir skaičiais išreikštų galimą riziką individui, populiacijai, rūšiai, bendrijoms ar ekosistemoms, kas labiau pagelbėtų, priimant aplinkai ir ekonomiškai naudingus sprendimus. Taigi, nuo devinto dešimtmečio pabaigos JAV pradėjo vystytis tokia sritis kaip ERV.

1.1.2 Pagrindiniai ekologinės rizikos vertinimo rekomendacijų šaltiniai

Pirmas oficialus dokumentas, apibrėžti, kas yra ERV ir kaip tai turi būti atliekama, buvo išleistas JAV Aplinkos apsaugos agentūros 1992 metais “ Ekologinio rizikos vertinimo struktūra”, kuris buvo kelerių metų seminarų ir diskusijų tarp tos srities specialistų išdava (U.S. EPA., 1992. Framework for ecological risk assessment. Risk assessment forum, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/630/R-92/001, Washington, D.C). 1998 metais išleistas dar vienas ERV svarbus leidinys “Gairės ekologiniam rizikos vertinimui” padėjęs tvirtus pagrindus ir davęs atspirties tašką daugeliui vėliau sekusių leidinių (U.S. EPA., 1998. Proposed Guidelines for Ecological Risk Assessment. Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency, EPA/630/R-95/002B, Washington, D.C). Šie du leidiniai yra vieni svarbiausių ERV pamatų.

1.1.3 Pagrindiniai ekologinės rizikos vertinimo metodai

Dažniausiai ERV naudojamas būdas (per jos dvidešimt gyvavimo metų) buvo, kai vienos rūšies laboratorinių tyrimų duomenys buvo naudojami kaip surogatai kitoms rūšims gyvenančioms vertinamojoje aplinkoje. Pavyzdžiui, klasikinis modelis rizikai suskaičiuoti yra rizikos koeficientas (risk quotient), skaičiuojamas - apskaičiuota (ar numatoma) aplinkos koncentracija dalinant iš toksiškumo skaičiaus (toksiškos koncentracijos) (Landis, 1999). Kuo

gautasis skaičius didesnis, tuo rizika didesnė ir atvirkščiai. Tačiau laboratorinių tyrimų duomenys vienai rūšiai neatsižvelgia į daugelio kitų rūšių buvimą, jų tarpusavio ryšius ir skirtingą jautrumą tam tikram stresoriui, o taip pat kintamą stresoriaus buvimą, atsižvelgiant į gyvūno judėjimą ir skirtingus stresoriaus skirstinius paveiktoje aplinkoje (Tanaka, 2003). Taigi šios metodikos patikimumas buvo gana ginčytinas. Patikimumą mažina ir tai, kad rezultatas gautas laboratorijoje ir tuo labiau kitai rūšiai, tik su gana didele paklaida gali būti pritaikomas tam tikros rūšies gyvenančios gamtoje rizikos vertinimui. Šis metodas turėtų būti naudojamas tik pirminėse stadijose kaip ekranuojantis įrankis (Landis, 1999). Tačiau nuo ERV atsiradimo pradžios kaip tik šis rizikos vertimo būdas buvo vienas labiausiai paplitęs ir dažniausiai naudojamas. Šiuo metu jį keičia nauji, patikimesni metodai.

Gana reikšmingas pranašumas, įvertinant efekto poveikį nuo individų iki ekosistemų buvo, mikrokosmų panaudojimas. Mikrokosmuose buvo įmanoma patikrinti organizmų reakciją į stresorių, kai organizmą supa ne tik abiotinė aplinka, bet ir su organizmu sąveikaujantys (konkuruojantys, medžiojantys ar kaip kitaip) kiti organizmai, kurie atitinka vertinamoje aplinkoje esančias rūšis. Ši metodika leido rasti gana svarbia ERV NOAEC (No Observed Adverse Effect Concentration) koncentracija bendruomenės ar net ekosistemos lygyje (Landis 1999). NOAEC arba LOAEC (Lowest Observed Effect Environmental Concentration), kurios yra vienos iš labiausiai pastaruoju metu reguliuojančių institucijų pripažintų rizikos vertinimo priemonių. Naudojantis šiuo ERV būdu (proceso eigoje surinkus duomenys) lyginama galima stresoriaus koncentracija aplinkoje ir NOAEC ar LOAEC. Jei stresoriaus numatoma ar pamatuota koncentracija aplinkoje yra mažesnė nei NOAEC, tai ERV baigiamas pateikiant išvadas, kad rizikos nėra. Jei atvirkščiai, tai procesas tęsiamas renkant papildomus duomenys, jei jie galėtų patikslinti NOAEC ar stresoriaus koncentracija aplinkoje. Po to vėl NOAEC lyginimas su stresoriaus koncentracija aplinkoje. Jei ir vėl ši koncentracija didesnė už NOAEC ar LOAEC ERV baigiamas pateikiant išvadas, kad rizika yra. Jeigu padalinus aplinkos koncentraciją iš NOAEC, gaunamas skaičius - daugiau nei vienas, o tą pačią koncentraciją padalijus iš LOAEC, gaunamas - mažiau nei vienas, tai išvadose pateikiama, kad rizika yra potenciali (RETEC, 2002). Jei ir vienu ir kitu atveju gaunamas skaičius - didesnis nei vienas, tai pateikiama išvada, kad rizika yra. Šis metodas ganėtinai panašus į pirmąjį, tačiau esminis skirtumas - tai, kad naudojant mikrokosmus ERV įvertinama aplinka bei jos įtaka, kas kartais turi lemiamą reikšmę vertinimo išvadoms.

Dar šiuolaikiškesnė metodika, kuria naudojantis, vienai rūšiai laboratoriniais tyrimais rasti, jautrumo stresorių skirtingai naudojami kriterijų parinkimui (Landis, 1999). Pavyzdžiui norint apsaugoti 95% upėtakių populiacijos kokioje nors upėje, pagal LK50 (letal koncentracija 50% organizmų) tam tikrą šiai rūšiai chemikalo skirstinį, randama koncentracija, kuri paveikia

tik 5% organizmų. ERV šie skirstiniai, sujungti su esamais stresoriaus buvimo aplinkoje koncentracijų skirtiniais, naudojami rizikos vertinime. Šis ERV būdas į vieną vietą apjungia tiek organizmų, tiek aplinkos kintamumą, tačiau rizikos vertinimas naudojantis šiuo būdu visgi atsiremia į vieną skaičių.

Pačios naujausios ERV plėtojimosi kryptys stengiasi pateikti išvadas daugiau nei vienu skaičium (stengiasi pateikti skirtiniu ar panašiai), nepaisant to, kad senesni būdai, kurie ekologinę riziką pateikia vienu skaičiumi, yra plačiai pripažįstami kontrolės, bei sprendimų darytojų grupių. Dar daugiau šio tipo ERV plačiai pripažįstami ir mokslo pasaulyje (David, 2003). Vis dėl to toksiškumo ir stresoriaus buvimo aplinkoje informacijos išgryninimas į vieną vienintelį skaičių dažnai priveda prie nelogiškumo ir sumaišties, interpretuojant vertimo išvadas. Viena iš naujausių ERV plėtojimosi krypčių yra tikimybiniai ERV (probabilistic ecological risk assessment) metodai (David, 2003). Šie metodai buvo pasiūlyti kaip būdas kiekybiškai aprašyti natūralų kintamumą ir žinių trūkumą, o taip pat jų poveikį ekologinio rizikos vertinimo išvadoms. Jie, panašiai kaip ir deterministiniai metodai, naudoja rūšies jautrumo skirstinius ir stresoriaus buvimo skirstinius, tik vietoj vieno skaičiaus išvadoms pateikia skirtinį. Ganėtinai naujas rizikos vertinimas yra ERV biologiniams stresoriams (David, 2003). Nors ši ERV sritis turi nemažai bendro ir su kitomis sritimis, kaip ERV pesticidams ir pramoniniams chemikalams, visgi nemažai skiriasi nuo pastarųjų sričių. Jo ypatybė yra biologinio stresoriaus specifiškumas. Biologinis stresorius yra ganėtinai ypatingas jau vien dėl to, kad gyvi organizmai gali veistis. Nemažiau svarbu tai, kad jie gali prisitaikyti ir modifikuoti aplinką, kurioje apsigyveno, kad ji patenkintų organizmų poreikius. Dar daugiau, naujos rūšys per kelias sėkmingas kartas gali adaptuotis prie naujos aplinkos. Taigi, tokios pagrindinės gyvų būtybių charakteristikos sudaro sunkumą įvertinat invazijų riziką. Dar viena iš naujausių ERV sričių yra daugeliui stresorių rizikos vertinimas. Rizikos vertinimas vienam stresoriui turi ilgą istoriją ERV. Tačiau realybėje organizmas yra aplinkoje, kur jį veikia daugelis stresorių. Todėl rizikos vertinimas, kuris fokusuojamas į vertingą resursą (pvz., lašinės žuvis) ar į vietą (pvz., vandens baseiną), turi integruoti riziką tarp visų stresorių tam, kad identifikuotų stresorius ir pateiktų išsamų grėsmių vaizdą, kurie galėtų būti labiausiai skubūs ir svarbūs valdymo veiksams. Ši ERV sritis ganėtinai sudėtinga, reikalaujanti didelio žinių kiekio integravimo iš įvairių sričių. Todėl šiam ERV atlikti reikalingos interdisciplininės komandos, kurios galėtų nuspręsti, kuriuos stresoriaus patekimo kelius ir kuriuos stresorius reikėtų analizuoti ir kaip tai reikėtų atlikti. Šiam ERV tipui Landis ir Wiegers 1997 metais išleido metodą, kaip ištyrinėti riziką vietose, kurios apima platų diapazoną buveinių tipų ir stresorių (Landis, 1999). Jų siūlomas metodas vadinamas "Klasifikavimo būdas daugeliui stresorių, didelių plotų ERV". Tačiau visgi labiau plėtojamas matematinių modelių naudojimas šiam ERV tipui, kaip ir labiau plėtojami ir tobulinami patys

ekologiniai matematiniai modeliai (Parker, 2002). Daugeliu atveju resursai skirti įvertinti rizika yra nepakankami atlikti svarbius laboratorinius ar lauko eksperimentus. Kai kuriomis aplinkybėmis tikslas kaip tik būna “neatlikti eksperimento”, tokiomis kaip įvedimas naujų, neįprastų cheminių medžiagų ar genetiškai modifikuotų organizmų (Bartell 1999). Dėl šių ir kitų priežasčių ekologinės rizikos vertintojai vis labiau pasikliauja ekologiniais modeliais vertindami riziką. Kartais matematiniai modeliai yra vienintelis būdas įvertinti riziką. Ganėtinai nemažai pasitarnauja ekosistemų modeliai. Būtent šiam ERV tipui ganėtinai nemažai naudos atneša procesų modeliai, tokie kaip CASM ar AQUATOX, jei jiems galima surasti kritinius parametrus tiriamoms sistemoms (David, 2003). Stipriausia vieta, šių modelių ekologinės rizikos vertinimo koncepcijoje, yra tai, kad šio tipo modeliai apima visapusišką pateikimą struktūrinio ir funkcinio vandens ekosistemų sudėtingumo (Bartell 1999). Rizikos vertintojas turi galimybę įtraukti tiek informacijos apie tam tikrą vertinamą vietovę, kiek jos yra prieinama (Bartell 1999).

1.2. Bendra ekologinės rizikos vertinimui naudojamų modelių apžvalga

ERV yra neatsiejamas nuo matematinių modelių, kadangi jis remiasi daugiausiai kiekybiniais ekosistemos parametrais, jų numatymu. Šiuo metu pasaulyje yra naudojama gana nemažas skaičius modelių. Pagal savo specifiką, jie yra skirstomi į keletą grupių:

- Populiacijų modeliai – Gausumo
- Populiacijų modeliai – Gyvenimo ciklų
- Populiacijų modeliai – Individais pagrįsti
- Populiacijų modeliai – Metapopuliacijų
- Ekosistemų modeliai – Mitybos tinklų
- Ekosistemų modeliai – Vandens ekosistemų
- Ekosistemų modeliai – Sausumos ekosistemų
- Landšafto modeliai – Sausumos ir vandens ekosistemų
- Toksiškumo ekstrapoliavimo modeliai

1.2.1. Populiacijų modeliai

Populiacijų modeliai turi du pagrindinius priėjimus matematinio rūšies populiacijos modeliavimo ekologijoje. Pirmas jų yra vadinamas gausumo modeliavimas ar populiacijos būsenos (p – būsenos) modeliavimas, kuriame daroma prielaida, kad visi populiacijos individai yra identiški. Antrasis priėjimas pripažįsta individų variaciją. Tokie modeliai dažniausiai individą apibūdina pagal elgesį, charakteristiką ir aplinką, kurioje vyksta individo sąveikos. Skirtumai tarp organizmų yra vadinami individo būseną (i – būseną) (Pastorok, 2002).

Pirmasis rūšies populiacijos matematinis modeliavimo būdas apima pirmas dvi ERV naudojamų modelių grupes. Pirmoji grupė - populiacijos gausumo modeliai, aprėpia vienos rūšies populiacijos dinamiką, kas reprezentuoja gausumą vienu skaičiumi, be jokio aptarimo populiacijos amžiaus stuktūros ar būsenos. Šie modeliai yra pats paprasčiausias perteikimas biologinių procesų, kurie valdo populiacijos augimą. Jie ignoruoja didžiąją dalį gamtos kompleksiskumo. Pagrindinis panaudojimas tokio tipo modelių yra pirminis, pats grubiausias ERV, kuris turėtų būti atliekamas pačioj rizikos vertinimo proceso pradžioje kaip ekranuojantis ERV (Pastorok, 2002). Tai reikalinga prioritetų ir susirūpinimą keliančių vietų nustatymui. Kadangi pirminis vertinimas daromas neturint daug duomenų, gausumo modeliai šiuo periodu gali būti ypač tinkami. Pagrindiniai tokių modelių pateikiami galiniai taškai yra individų gausumas ir populiacijos augimo greitis (Suter, 1993).

Antroji modelių grupė – gyvenimo ciklo modeliai yra individualiais pagrįsti modeliai. Šie modeliai atsižvelgia į organizmo charakteristiką kaip funkciją nuo amžiaus ar būsenos. Būsena gali būti apibrėžti tokie dalykai kaip organizmo dydis, morfologinė būsena ar koks kitoks demografiškai svarbus klasifikavimo kintamasis. Dažniausios charakteristikos, kurios yra stebimos tokiuose modeliuose, yra išgyvenamumo proporcija ir produktyvumas. Būdingi galiniai taškai šio tipo modeliuose yra populiacijos gausumas, amžiaus ir būsenos grupių gausumas, populiacijos augimo rodiklis ar kiti susiję parametrai (pvz., jautrumas, elastingumas).

Gyvenimo istorijų modeliai yra svarbūs dėl keleto priežasčių. Pirma - tai, kad daugelyje populiacijų išgyvenimo tikimybė ir vaisingumas kinta tarp amžiaus ir stadijos klasių, taip tap toksinės medžiagos gali skirtingai įtakoti įvairias klases. Prognozės, pateiktos remiantis amžiaus istorijų modeliais, paprastai skiriasi nuo prognozių, pateiktų remiantis paprasčiausiais modeliais, kur individai yra laikomi identiški. Antra, ši modelių grupė leidžia ištirti amžiaus-specifiško ar stadijos-specifiško valdymo pasirinkimą (Pastorok, 2002). Tai yra, kur reikia nukreipti gamtos saugotojų pastangas, kad rezultatas būtų optimalus. Ar prioritetas turėtų būti išsaugoti, pavyzdžiui, kiaušinius ar jauniklius, o gal populiacijos gyvybingumas priklauso nuo suaugėlių išgyvenamumo. Į šiuos klausimus puikiai atsako gyvenimo ciklų modeliai.

Individualiais pagrįsti modeliai išsiskiria tuo, kad individai laikomi neidentiškais, kiekvienas iš jų turi tik jam laike ir (ar) erdvėje priskiriamą būseną. Egzistuoja du būdai, kaip įliejama variacija į populiaciją. Vienas - tai struktūriniai modeliai su tokiomis kategorijomis, kurios suskirsto visus organizmus pagal amžių, dydį, augimo greitį ir kitus gyvenimo ciklų atributus. Tokie modeliai tipiškai apima Leslie ar Letkovič matricas ir paprastai nereprezentuoja erdvinio pasiskirstymo (Pastorok, 2002). Alternatyvus būdas – tai, sukuriant variaciją tarp organizmų, priskiriant kiekvienam organizmui jo amžių, dydį, vietą erdvėje, lytį, energijos atsargas ir t.t. Galiniai taškai šiai modelių grupei yra populiacijos gausumas, gausumas atskirų klasių (pvz.,

amžiaus ar būsenos, lyčių), populiacijos augimo greitis, organizmų pasiskirstymas ir judėjimas erdvėje, individualios charakteristikos tokios kaip kūno masė, individų maitinimosi būdas, pasiskirstymo kraštovaizdyje struktūra.

Metapopuliacija - tai poros ar daugiau populiacijų visuma (struktūra). Metapopuliacijų modeliai atlieka ERV ne vienai populiacijai, bet kelių populiacijų struktūrai. Tokie modeliai svarbūs todėl, kad jie atsižvelgia į natūralų kraštovaizdžio heterogeniškumą ar buveines, kurios yra fragmentuotos dėl žmogaus veiklos ir daro įtaką rūšies išgyvenimui. Rūšies egzistavimas daugia-populiacinėje sistemoje analizuoja tam tikras naujas grėsmes, kurių neanalizuoja prieš tai minėtos modelių grupės. Tokias kaip tolimesnė kraštovaizdžio fragmentacija, izoliacija ir išsibarstymo barjerai. Tokie modeliai leidžia, rūšies apsauga ir išsaugojimų besirūpinantiems, žmonėms, įvertinti papildomus veiksnius, tokius kaip saugomos vietos tvarkymo planas, buveinių koridoriai, reintrodukcija ir translokacija (Pastorok, 2002). Būdingi galiniai taškai: metapopuliacijos gyvybingumas, metapopuliacijos užimama vieta, tos vietos užėmimo trukmė, prognozuojamas gausumas, prognozuojama variacija šitam gausume, judėjimo greičiai, erdvinė struktūra teritorijos užėmime.

1.2.2. Ekosistemų modeliai

Ekosistemų modeliai pasižymi tuo, kad modeliuojama dalis arba visa ekosistema. Šių modelių išvesties duomenys aprašo kaip kinta ekosistemos produkcija, biomasės pokytis ekosistemos komponentuose.

Mitybos tinklai yra apibūdinamas maitinimosi santykių arba aukos-plėšrūno santykių tarp visų ar kai kurių rūšių ekologinėje bendrijoje. Šie modeliai yra svarbūs dėl dviejų priežasčių. Pirma, kad bet kuri rūšis gamtoje santykiauja su kitomis per mitybą: arba maitinasi kitomis rūšimis, arba ja kitos rūšys maitinasi arba abu kartu. Antra, ERV receptorius gali būti aukštesnėje mitybos piramidėje stovintys organizmai, dėl to jie minta žemesnio trofinio lygmens organizmais, tuo pačiu sukaupia didesnes toksinių medžiagų koncentracijas. Todėl mitybos tinklų sąsajų įvertinimas yra kertinis akmuo, norint identifikuoti cheminių medžiagų bioakumuliacijos kelius (Lu, 2003). Galiniai taškai šios grupės modeliams yra komponentą sudarančių rūšių gausumai (biomasė, rūšių turtingumas), trofinė struktūra (pvz., mitybos grandies ilgis, dominavimas).

Vandens ekosistemų modeliai yra apibūdinami kaip erdviškai sujungti modeliai, kurie reprezentuoja biotines ir abiotines struktūras kombinacijoje su fiziniais, cheminiais, biologiniais procesais upėse, ežeruose, rezervuaruose, estuarijose, ar pakrančių ekosistemose. Būdingi galiniai taškai, tai rūšies ar trofinio kompartmento individų gausumas, biomasė, produktyvumas.

Sausumos ekosistemų modeliai yra apibrėžiami kaip matematinės konstrukcijos, kurios reprezentuoja biotinius ir abiotinius dykumų, miškų, pievų ar kitų sausumos ekosistemų komponentus (Naito, 2003). Jie dažnai apima fizinius, cheminius, biologinius ir ekologinius procesus. Šie modeliai yra erdviškai agreguoti, įvesties duomenys ir modelio funkcijos yra nepriklausomos nuo distancijos ar santykinės padėties (Pastorok, 2002). Pagrindiniai sausumos ekosistemų modelių galiniai taškai yra rūšies ar trofinio kompartmento individų gausumas (taip pat biomasė ir produktyvumas), rūšių gausumas, trofinė struktūra.

1.2.3. Kraštovaizdžio modeliai

Kraštovaizdžio modeliai nuo ekosistemų modelių skiriasi tuo, kad yra erdviškai atviri ir gali apimti kelis ekosistemų tipus (Pastorok, 2002). Šiuose modeliuose vienas ar keli būsenos įvertinimai priklauso nuo distancijos arba nuo santykinio atstumo. Kraštovaizdžio modeliai gali būti pilnai sukonstruoti, erdvės atžvilgiu, naudojant GIS programas. Verta pabrėžti, kad kai kurie ekosistemų modeliai gali būti lengvai perorientuojami į kraštovaizdžių modelius. Būdingi galiniai taškai yra erdvinis rūšies pasiskirstymas, rūšies ar trofinio komponento individų gausumas (taip pat biomasė ir produktyvumas), rūšių gausumas, trofinė struktūra, landšafto struktūros indeksai ir t.t.

1.2.4. Toksiškumo ekstrapoliavimo modeliai

Toksiškumo ekstrapoliavimo modelis gali atlikti vieną iš dviejų dalykų: arba apytikriai apskaičiuoti cheminės medžiagos toksiškumą, remiantis laboratorinių testų turimais duomenimis vienai rūšiai, kitai rūšiai (tai dažniausiai taksonomiškai artimos rūšys), arba apytikriai apskaičiuoti vieną galinį tašką, remiantis kito testo galiniu tašku. Įvairūs ekstrapoliacijos modeliai reprezentuoja rūšies-jautrumo skirtinius arba tarprūšinių/tarp galinių taškų ekstrapoliacijos metodus. Rūšies jautrumo skirstinio modeliai, iš laboratorinių toksiškumo duomenų, biologinėms bendrijoms apskaičiuoja toksiškumo slenksčius (Jones, 2004). Šių modelių pagrindas yra toksiškumo slenksčių individualioms rūšims dažnių skirstiniai (pvz., LK50). Rūšies jautrumo skirstinio modeliai buvo pagrindas aplinkos kokybės kriterijų vystymuisi (Suter, 2000). Pavyzdžiui “apsaugos lygis” bendrijai yra parinktas atitinkamai rūšies-jautrumo skirstinio procentiliui. Jungtinių Amerikos Valstijų Aplinkosaugos Agentūros (JAV AA) vandens kokybės kriterijai yra laikoma, kad apsaugo 95% bendrijos (Jones, 2004). Taip yra todėl, kad JAV AA yra pasirinkusi 5 procentilius rūšies-jautrumo skirstinio kaip kriterijų duotoms cheminėms medžiagoms. Tarp rūšinių ir tarp galinių taškų ekstrapoliacijos modeliai naudoja nežinomybės faktorius, regresijos technikas ar alometrinius matavimus ekstrapoliuoti efektus tarp rūšių ar tarp galinių taškų ar įvertinti chroninį efektą iš ūmaus duomenų (Pastorok, 2002).

1.3. Detalesnė gėlo vandens ekosistemų modelių studija

Vandens ekosistemų modeliai turi palyginti ilgą istoriją. Jie buvo pritaikyti įvairioms gėlų vandenų, estuarijų ir jūrų sistemoms. Tačiau detalių, dinaminių modelių vystymasis vandens ekosistemoms reprezentuoja gana naujus pasiekimus kiekybinėje ekologijoje, palyginti su kitomis ekologinio modeliavimo pastangomis (pvz., populiacijos gausumo modeliai). Ankstyvieji vandens sistemų modeliai siekia 1949 metus. Tais metais Riley išleidžia knygą, kurioje analizuoja planktono kiekybinę dinamiką Šiaurės vakarų Atlante (Pastorok, 2002). Keletas modelių šeštajame dešimtmetyje buvo sukurti, išanalizuoti planktono populiacijų augimo priklausomybės nuo fizinės ir cheminės aplinkos hipotezės. Turbūt pirmieji išsamūs biotiniai-abiotiniai matematiniai apibūdinimai fizinių, cheminių, biologinių ir ekologinių aspektų vandens produkcijos dinamikai išplaukė iš Tarptautinės Biologinės Programos (TBP) (Pastorok, 2002). Detaliais kompiuterių skaičiavimais atliekami modeliai buvo sukurti Wingra ežerui, mažam eutrofiniam ežerui Viskonsine, JAV 1975, ir George ežerui Niujorke 1974 (Pastorok, 2002). Sekant šiuos ankstyvuosius modelius, matematiniais ir kompiuteriniais skaičiavimais atliekami modeliai išsivystė beveik į visas įsivaizduojamas vandens ekosistemas. Tai apima upelius, upes, rezervuarus, ežerus, estuarijas, vandenynų pakrantes, koralinius rifus, atvirą vandenyną. Dažniausiai anksčiau modeliuojami parametrai naudojami buvo biomasė, anglis ir energija. Tik neseniai į vandens modeliavimą stengiasi įlieti individualiai orientuotus modelius (pvz., žuvims, zooplanktonui). Ankstesnės pastangos modeliuoti vandens ekosistemas, jų erdvišką struktūrą buvo gana paprastos (pvz., visiškai sumaišytas vandens stulpelis arba “dviejų dėžių” sluoksniavimas į epilimnioną ir hypolimnioną), nors modeliai didesnių ežerų ir estuarijų reikalauja detalesnio erdvinio išskirstymo. Pastaruoju metu paraleliai dirbantys kompiuteriai buvo naudojami suformuoti ir realizuoti erdviškai daugiau detalizuotus ir struktūrizuotus vandens ekosistemų modelius.

Toliau šiame bakalauro darbe pateikiami vieni žinomiausių pasaulyje ERV naudojamų vandens ekosistemų modelių. Taip pat ir keletas landšafto modelių, kurie savo sudėtyje apima vandens ekosistemas.

1.3.1. Ežero modeliai (kai kurie tinka ir upėms)

- *AQUATOX (Clean), ežero / upės modelis (U.S. EPA 2000; Park, 2004)*

AQUATOX pavaizduoja tiek teršalų likimą aplinkoj ir efektą, tiek maistmedžiages, sedimentus ir organinius cheminius teršalus upeliuose, kūdrose, ežeruose ir rezervuaruose. Modelis

adresuoja potencialius stresorių poveikius fitoplanktonui, perifitonui, povandeniniam augalams, zooplanktonui, zoobentosui ir keletui funkciškai išskirtų žuvų populiacijų. AQUATOX modeliuoja svarbius ekologinius procesus, įskaitant maisto sunaudojimą, augimą, reprodukciją, natūralų mirtingumą ir trofinės sąveikas. Taip pat AQUATOX modeliuoja ūmų ir chronišką toksiškumą. Šis modelis integruoja cheminių medžiagų likimo aplinkoje rezultatų įvertinimą, organinių toksinių chemikalų fazes, transformacijas (pvz., pasiskirstymą tarp vandens, biotos ir sedimentų) ir bioakumuliaciją per žiaunas ir mitybą. Integruoto modeliavimo eutrofikacijos, teršalų likimo ir poveikio vandens ekosistemoms apžvalgoje, Koelmans ir kiti (2001) AQUATOX išskyrė kaip vieną išbaigčiausių tokio tipo modelių aprašytų literatūroje.

▪ *ASTER/EOLE (MELODIA), ežero modelis (Salencon ir Thebault 1994)*

ASTER yra biologinis modelis (jis apima silicį, fosforą, diatominčius ir besilicinius dumblius), kuris suporuotas su EOLE, hidrodinaminiu ir terminiu modeliu. Abu modeliai yra vienos dimensijos modeliai, kurie aprašo pokyčius vandens stulpelio vertikalėje, specifikuotam gyliui. Du modeliai buvo sujungti ir sukurtas MELODIA. Šio modelio pagrindinis tikslas nagrinėti ežero ekosistemą, ypatingai pavasario diatomų produkciją epilimnione ir hypolimnione atsižvelgiant į fizinės besimaišančio ežero charakteristikas dėl prasidėjusios ežero stratifikacijos.

▪ *DYNAMO kūdros modelis, saulės dumblių ekosistemos modelis (Wolfe ir kiti 1986)*

DYNAMO kūdros modelis apima žuvis, bakterijas, dumblius, anglies dvideginį, alkaniškumą, ištirpusį deguonį, nitratus, nitritus ir amonio jonus kaip būsenos kintamuosius. Išorinė, į modelį įversta, informacija apima šviesos kiekį, vandens pasikeitimą, aeraciją, žuvų tankumą ir maitybą. Modelis buvo sukurtas padėti valdyti ir optimizuoti *Tipalia aurea* produkciją mažuose ežeruose.

▪ *EcoWin ežero modelis (Ferreira 1995; Duarte ir Ferreira 1997)*

EcoWin skirtas vandens kokybės ir ekologijos upėse, ežeruose, estuarijose ir pakrančių vandenyse modeliavimui. Modeliavimo struktūra leidžia fizinių (ateinantys potvyniai), cheminių (maistmedžiagės, toksiniai chemikalai) ir biologinių (fitoplanktonas, zooplanktonas, bentosiniai augalai, žuvis, bei kiti gyvūnai) komponentų vandens sistemose detalizavimą. Modelis gali pavaizduoti detalizuotų objektų dinamiką trijose dimensijose metų bėgyje.

▪ *LEEM (Erio ežero modelis) modelis specifiškai sukurtas įvertinti Erio ežero valdymo planus (Koonce ir Locci 1995)*

Šis modelis buvo sukurtas ištirti pokyčius Erio ežero žuvų rūšims, kurie gali kilti iš įvairių maistmedžiagų apkrovimo kombinacijų, dvigeldžių kriauklių introdukavimo ir skirtingų žuvų valdymo veiksmų. LEEM modelis paaiškina biomasės pokyčius 16 pagrindinių plėšriųjų ir visaėdžių žuvų rūšių Erio ežere. Tuos pokyčius susieja maistmedžiagų apkrovimu, mitybos tinklų dinamika ir žmogaus veikla. Modelis taip pat aprašo toksinių medžiagų akumuliaciją

biotoje. LEEM yra komponentinis modelis, susidedantis iš populiacijų submodelių kurie veikia paraleliai sujungti informacijos ryšiais.

- *LERAM (litoralės ERV modelis) apaugusių ežerų pakrančių modelis (Hanratty ir Stay 1994)*

Šis modelis skirtas aprašyti pesticidų įtaką litoralinių zonų ekosistemoms. LERAM yra komponentų modelis, kuris modeliuoja biomasės pokyčius bakterioplanktonui, daugeliui populiacijų fitoplanktonui, zooplanktonui, makrofitams, dugno bestuburiams ir žuvims. LERAM taip pat modeliuoja kasdieninius pokyčius ištirpusio neorganinio azoto, fosforo, silicio ir ištirpusio deguonies. LERAM modelis buvo realizuotas chlorpyrifui ir diflubenzuronui. Modeliavimo rezultatų palyginimas su empiriniais stebėjimais įrodė, kad šis modelis realistiškai modeliuoja pesticidų poveikį litoralinėms ekosistemoms.

- *CASM (detalus vandens ekosistemos modelis) ar modifikuotas SWACOM (standartinis vandens stulpelio modelis), upės / ežero modelis (Bartell ir kiti 1999)*

Šis modelis aprašo vandens augalų ir gyvūnų populiacijų augimą paviršiniuose vandenyse ir taip pat upių, ežerų, rezervuarų, sedimentuose. CASM praplečia SWACOM galimybes apimdamas daugiau vandens organizmų populiacijų, būdingų litoralės ir bentoso bendrijoms. CASM apima daugelį maistmedžiagių ir gali modeliuoti nuo laiko priklausomas toksinių medžiagų koncentracijas. Modelis buvo sukurtas aprūpinti rizikos valdytojus įrankiu, įvertinti poveikius ir ekologinę riziką, sukeltą cheminių medžiagų, vandens ekosistemoms. CASM buvo įgyvendintas daugybei upių, ežerų ir rezervuarų.

- *PC Lake, modelis sukurtas įvertinti bendrus procesus vykstančiuose ežeruose (Janse ir van Liere 1981).*

Šis modelis yra vienos dimensijos modelis kuris aprašo ežero biotą ir fizines bei chemines sąlygas vandens stulpelyje ir viršutiniame sedimentų sluoksnyje. PC Lake modelis pirmiausia buvo sukurtas modeliuoti chlorofilą *a*, skaidrumą ir povandeninius augalus. Daugybė fitoplanktono rūšių gali būti įtrauktą į modelį. Įvedama informacija apima ežero hidrologiją, maistmedžiagių apkrovimą, ežero gylį, dydį ir sedimentų charakteristiką. Mitybos grandinės taip pat apima zooplanktoną, zoobentosą, žuvis. Modelis buvo sukurtas nuspėti pagrindines ežero vystymosi kryptis, o ne specifinius vietai rezultatus. Jis buvo naudojamas įvertinti skirtingiems atstatymo scenarijams keliuose Olandijos ežeruose.

- *PH-ALA, ežero eutrofikacijos modelis taip pat žinomas kaip Glumso ežero modelis (Jorgensen ir kiti 1981).*

Ežero modelis sudarytas iš 17 būsenos kintamųjų, kurie aprašo su laiku susijusius kitimus anglies, azoto, fosforo, detrito koncentracijose, fitoplanktono, bei zooplanktono biomasėse. Modelis taip pat atsižvelgia į maistmedžiagių apkrovimą, fosforo išlaisvinimo iš dugno

sedimentų tempus, šviesos išnykimą ir vandens temperatūrą. Modelis buvo sukurtas įvertinti nuotėkų išleidimo alternatyvas fitoplanktonui ir zooplanktonui.

- *SALMO paprastas modelis, skirtas eutrofikacijai įvertinti (Benndorf ir kiti 1985).*

Šis modelis buvo sukurtas kaip bendras modelis ištirti efektus, kuriuos sukelia fosforo praturtinimas fitoplanktonui ir zooplanktonui. Naudojamosi paprastu dviejų sluoksnių fiziniu vandens ekosistemos aprašymu (epilimnionas ir hipolimnionas). Vėlyviausiai SALMO versijoje, modelis jau turi šešis būsenos kintamuosius: hipolimniono deguonies, ištirpusių ortofosfatų, viso ištirpusio neorganinio azoto, fitoplanktono, zooplanktono ir alochtoninis detrito. Žuvis nėra apimamos kaip būsenos kintamieji, bet jų ekologinis vaidmuo gali būti modeliuojamas padidinant zooplanktono mirtingumą. Modelis buvo įgyvendintas keletui įvairių gylių ir eutrofikacijos ežerų ir rezervuarų.

- *SIMPLE (gyvybingumas intensyviai valdomų populiacijų ežero ekosistemose), Ontarijo ežero žuvininkystės modelis (Jones ir kiti 1993)*

SIMPLE modelis buvo sukurtas išanalizuoti grobio buvimą konkuruojančioms plėšrioms žuvims, apimant ir ekonomiškai vertingas lašišines rūšis Didžiuose ežeruose, JAV. Šiame modelyje ežeras yra laikomas homogeniniu vienetu. Modelis naudoja metų laiko skalę modeliuoti sąveikas tarp penkių žuvimis mintančių lašišinių žuvų ir jų grobio (planktofaginių žuvų ir bestuburių). Modelis buvo sukurtas įvertinti padarinius įvairių žvejybos valdymo strategijų, ypač žuvų populiacijų ir laimikio dydžio pokyčius penkioms būdingiausioms lašišinėms žuvims. Modelis buvo pritaikytas Ontarijo ir Mičigano ežerams.

1.3.2. Upės modeliai

- *FLEX/MIMIC hierarchinis lotinės sistemos modelis (McIntire ir Colby 1976)*

Šis modelis skirtas atvaizduoti JAV Šiaurės Vakarų upelių ekologinę dinamiką. Modelis apima pagrindinius ekologinius procesus, įskaitant perfitono produkciją, jo išėdimą, bestuburių ir stuburinių grobuoniškumą, detrito kaupimąsi. Modelis tai pat aprašo augalijos priedangos įtaką dinaminiams procesams upelyje. Jis buvo naudojamas ištirti įtaką atvirų kirtimų pokyčiams upelių struktūrai ir funkcijai. Fotosintezė ir pirminės produkcijos pasidalijimas tarp trijų funkcinų dumblių grupių (diatomų, melsvabakterių ir žaliadumblių) yra modeliuojami valandos intervalu vietoj paros intervalo. Pastaruoju metu modelis daugiausia naudojamas mokymui ir generavimui naujų hipotezių apie pirminę produkciją ir jos išėdimą lotinėse ekosistemose.

- *IFEM (integruotas likimo ir efekto modelis) cheminių medžiagų likimo ir rizikos modelis (Bartell ir kiti 1988)*

IFEM modelis integruoja likimo procesus, bioakumuliacija ir toksiškumo informaciją aprašymui policiklinių aromatinių angliavandenilių ekologinių poveikių lotinėms ekosistemoms. Modeliuojama biota apima fitoplanktoną, perifitoną, makrofitus, zooplanktoną, bentosinius bestuburius, dugno detritofages žuvis ir pelagines visaėdes žuvis. Mitybos tinklas susideda iš 11 funkcinų grupių. Subletalūs toksiniai efektai modeliuojami sąryšiui su dinamine kūno apkrova, skirtingomis augimo charakteristikomis, bioakumuliacija ir modeliuojamų vandens organizmų populiacijų jautrumo toksiniams chemikalams. Vienas iš didžiausių IFEM modelio pranašumu yra tai, kad jis sujungia cheminių medžiagų pasiskirtymą ir degradaciją aplinkoje, bioakumuliaciją, ekologinius efektus ir tikimybinį rizikos įvertinimą vienoje matematinėje konstrukcijoje.

1.3.3. Bendri modeliai (vienodai puikiai tinka tiek ežerams tiek upėms)

- *INTASS (sąveikos vertinimo modelis), bendras modelis pritaikomas tiek vandens tiek sausumos ekosistemose (Emlen ir kiti 1992)*

INTASS yra naujo požiūrio modelis. Su empiriškai išvestais koeficientais, kurie išreiškia aplinkos kintamųjų poveikį ir populiacijų tankumo įtaką pasirinktų gyvūnų populiacijos tinkamumui (fitness ang.). Tinkamumas yra modeliuojamas kaip populiacijos augimo parametras (r).

1.3.4. Kraštovaizdžių modeliai, kurie apima gėlo vandens ekosistemas

- *CEL HYBRID šis sujungtas iš cheminių medžiagų likimo modelio ir ežero ir upės ekosistemų modelio (Nestler ir Goodwin 2000)*

Šio modelio idėja yra apjungti biologines funkcijas ir fizinius procesus, naudojant mišraus modeliavimo sistemą. Šis būdas apima semi-Lagrangian modelį kuriame fiziniai ir cheminiai procesai modeliuojami ant Euleriano gardelės, o biologiniai organizmai modeliuojami atskiru populiacijos individų paremtu modeliu. Ryšys tarp šių dviejų modelių yra tame, kad individus reprezentuojanti biomasė yra lokalizuota ir integruota (ar tikriausia atitinkamai suvidurkinta) virš erdvinės gardelės. Šis modeliavimo būdas suteikia galimybę reprezentuoti tikrą grįžtamąjį ryšį tarp chemijos ir biologijos.

- *Delaware upės segmentuotas baseino modelis (Kelly ir Spofford, 1977)*

Tai edrviškai segmentuotas upės modelis, sukurtas įvertinti maistmedžiagių, toksinių chemikalų ir specifinių fenolinių junginių efektus. Kaip segmentuotame upės modelyje aplinkos sąlygos

bet kuriame upės segmente priklauso nuo aplinkos sąlygų aukščiau toje upėje. Atskirai nuo pirminių producentų, biomasės apibrėžimas kiekvienam trofiniame lygmenyje priklauso nuo dviejų pagrindinių procesų: tiesioginio indėlio iš aukštesnių segmentų bei biomasės akumuliacijos rįjimo rezultate ir anglies akumuliacijos.

▪ *Patuxent upės baseino modelis, ištisas ekosistemos modelis kuris apima ekologines ir ekonomines sistemas (Voinov ir kiti 1999)*

Pagrindiniai modelio komponentai apima žemės naudojimo perskaičiavimo submodelį, hidrologinį modelį ir ekologinį modelį kuris susidaro iš maistmedžiagių, makrofitų, vartotojų ir detrito submodelių. Modelis yra naudojamas atsakyti į klausimus apie dinامينius ryšius tarp žemės panaudojimo ir struktūros, bei funkcijos sausumos ir vandens ekosistemų. Tai pat koks vaidmuo yra natūralių ir antropogeninių stresorių ir kaip jie įtakoja pokyčius bei atsakyti, kokie bus alternatyvių valdymo ir politikos strategijų ekonominiai poveikiai.

1 lentelė. Modelių įvertinimo lentelė (Pastorok, 2002)

Kriterijai Modeliai	Realistiškumas	Tinkamumas ERV	Lankstumas	Paklaidos analizė	Plėtros lygis	Lengvumas parametrų apskaičiavimo	Aplinkosaugos įstaigų priėmimas	Patikimumas	Resursų efektyvumas
AQUATOX	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	x	xx	xxx	xxx
ASTER/EOLE	Xx	xxx	x	x	xx	xx	xx	x	xx
DYNAMO	Xx	xxx	xx	x	xx	xxx	x	xx	x
EcoWin	xxx	xxx	xxx	x	xxx	xxx	x	x	xxx
LEEM	Xx	xxx	x	x	xxx	xx	xx	x	x
LERAM	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xx	x	xx
CASM	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xx	x	xx	xx
PC Lake	Xx	x	x	x	xx	xxx	x	x	xx
PH-ALA	xxx	xxx	xx	x	x	xx	x	x	xx
SALMO	Xx	xxx	xx	xxx	xx	xxx	x	xx	x
SIMPLE	Xx	xxx	x	x	x	xx	x	x	x
FLEX/MIMIC	Xx	xxx	xxx	x	xx	x	x	x	xx
IFEM	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xx	x	x	xx
INTASS	Xx	xxx	xxx	xx	xx	xx	x	x	xx
CEL HYBRID	xxx	xxx	xxx	x	x	x	xx	x	x
Delaware upės baseino	Xx	xxx	xxx	x	xx	x	xx	xx	xxx
Patuxent baseino	xxx	xxx	xx	xx	xxx	xx	x	xx	x

Paaiškinimas:

Modelio įvertinimas pagal tam tikrą kriterijų:

- ✓ xxx – aukštas
- ✓ xx – vidutinis
- ✓ x -žemas

1.4. AQUATOX modelis ir jo savybės

AQUATOX modelis yra bendras ekologinės rizikos vertinimo modelis, kuris reprezentuoja apjungtą teršalų likimą aplinkoje ir įprastinių teršalų padarinius, tokių kaip maistmedžiagės ir sedimentai (U.S. EPA, 2000; Park, 2004). Taip pat reprezentuoja ir toksinius chemikalus vandens ekosistemose. Šis modelis atsižvelgia į keletą trofinių lygmenų, įskaitant prisitvirtinusius ir planktoninius dumblius, panirusią vandens augaliją, bestuburius, visaėdes, dugno ir plėšrias žuvis. Modelis tai pat reprezentuoja asocijuotas organines toksines medžiagas. AQUATOX gali būti įgyvendintas kaip paprastas modelis (šis modelis buvo naudojamas imituoti abiotinę kolbą) ar kaip gana sudėtingas mitybos tinklo modelis (U.S. EPA, 2000, Park, 2004)..

Modelis buvo įgyvendintas upokšniams, mažoms upėms, kūdroms, ežerams ir rezervuarams. Jo paskirtis - įvertinti tikėtinus praeities, dabarties ir ateities neigiamus padarinius, kilusius dėka įvairių stresorių, įskaitant potencialiai toksines medžiagas, maistmedžiagas, organines atliekas, sedimentus ir temperatūrą (Park & Clough, 2004). Stresoriai gali būti vertinami atskirai ar kartu. Teršalų likimas aplinkoje, kuris labiausiai pritaikomas organinėms toksiškoms medžiagoms, priklauso nuo organizmų bioakumuliacijos, suspenduoto, sedimentinio detrito ir suspenduotų, sedimentinių neorganinių sedimentų absorbcijos, vandens tūrio, išgarinimo, hidrolizės, fotolizės, jonizacijos ir mikrobiologinės degradacijos (Park & Clough, 2004). Poveikis modelyje įvairiems organizmams gali būti daromas modeliuojant tiek chronišką, tiek ūmų toksiškumą. Taip pat modelis apima ir netiesioginius poveikius, tokius kaip išlaisvinimą nuo plėšrūnų spaudimo, detrito padidėjimą ir maistmedžiagų perdirbimo atsiradusių dėka organizmų žuvimo, ištirpusio deguonies sumažėjimo dėl padidėjusio skaidymo ir gyvūnų maisto bazės praradimo (Park, 2004).

AQUATOX reprezentuoja vandens ekosistemą imituodamas besikeičiančias organizmų, maistmedžiagų, chemikalų ir sedimentų koncentracijas vandens tūrio vienetu (mg/L ar g/m^2). Tuo šis modelis skiriasi nuo populiacijos modelių, kurie reprezentuoja pokyčius individų skaičiumi.

Kiekvienas ekosistemos modelis susideda iš daugelio komponentų. Šiems komponentams reikia įvesties duomenų. Šie duomenys yra abiotiniai ir biotiniai būsenos kintamieji ar modeliuojami komponentai. AQUATOX modelyje biotiniai būsenos kintamieji gali reprezentuoti trofinius lygius, gildijas (guilds ang.) ir/ar rūšis (Park, 2004). Artimai susiję yra varomieji (driving) kintamieji tokie kaip temperatūra, šviesa ir maistmedžiagų apkrovimas, kurie priverčia sistemą veikti tam tikrais būdais. AQUATOX modelio kode būsenos ir varantieji kintamieji yra traktuojami panašiai (Park, 2004). Tai leidžia modeliui būti lankstesniam, pavyzdžiui, apkrovimas (loadings ang.) būsenos kintamųjų tokių kaip fitoplanktonas nešamas

upelio vandens, gali funkcionuoti kaip būsenos kintamasis ir kaip varomasis kintamasis. Taip pat yra su varomaisiais kintamaisiais tokiais kaip pH ir temperatūra, kurie gali būti modelio traktuojami ir kaip dinaminiai būsenos kintamieji (Park, 2004). Pastovūs, dinaminiai ir dauginamieji apkrovimai (loadings ang.) gali būti nusakyti atmosferiniams, taškiniais ir netaškiniais šaltiniams (Park, 2004; Park & Clough, 2004). Teršalų apkrovimai gali būti lengvai eliminuoti paleidžiant kontrolinį modeliavimą, kurį vėliau galima palyginti su sudrumstos sistemos modeliavimu.

AQUATOX modelis pasižymi ganėtinai puikiu lankstumu, įskaitant galimybę įdėti ar išmesti duotus būsenos kintamuosius. Šis modelis panaudoja diferencialines lygtis reprezentuoti kintančias būsenos kintamųjų reikšmes, kurios normaliai pranešamos vienos dienos laiko intervalu (U.S. EPA, 2000a,b; Park, 2004). Šios lygtys reikalauja pradinių reikšmių ar pirminių sąlygų modeliavimo pradžia. Modeliavimas gali prasidėti bet kuria data ir gali užtrukti bet kokį laiko tarpą: nuo kelių dienų, atitinkamai mikrokosmo eksperimentui, iki kelių metų ar šimtmečių, atitinkamai kraštutiniam atsitikimui po kurio seka ilgas sistemos atsistatymo periodas.

Procesų lygtys turi savyje kitokios klasės įvesties kintamuosius: parametrus ar koeficientus kurie leidžia naudotojui patikslinti pagrindinių procesų charakteristikas. Pavyzdžiui maksimalus vartojimo tempas yra kritinis parametras įvairiems vartotojams (Park, 2004). AQUATOX yra mechanistinis modelis su daug parametru, tačiau numatytos reikšmės yra prieinamos. Todėl modeliotojas turėtų patikslinti tik tuos parametrus, kurie būtini specifinė rizikos analizei. Pavyzdžiui charakterizuojant naują chemikalą.

Galiausiai modeliuojama sistema yra charakterizuojama vietovės konstantomis ir parametrais, tokiais kaip vidutinis ir maksimalus gyliai, vietovės plotas, organikos kiekis dugne, mineralizacijos konstantomis ir t.t. Šiuo metu modeliu galima modeliuoti mažus ežerus, rezervuarus, upokšnius, mažas upes ir kūdras ir netgi aptvaras, bei vandens talpyklas (Park, 2004). Subendrintas parametru ekranas naudojamas visiems šiems vietovių tipams, nors hipolimniono įtraukimas aiškiai nėra pritaikomas visiems. Temperatūros ir šviesos konstantos naudojamos paprastoms vedančioms funkcijoms, suliejančioms skirtingumą tarp vietovės konstantų ir vedančių kintamųjų (Park & Clough, 2004).

Šis modelis tolesniam darbui buvo pasirinktas atsižvelgiant į užsienio ekspertų gana teigiamus atsiliepimus apie šį modelį. Taip pat todėl, kad jis yra nemokamas bei pateikiamas su vartotoju vadovu, technine dokumentacija, taip pat ir su modelio patikrinimo ataskaitomis. Be to Jungtinių Valstijų Aplinkos apsaugos agentūra deda nemažai resursų į tolesnį šio modelio tobulinimą. Šios priežastys ir paskatino AQUATOX modelio pasirinkimą.

2. Darbo tikslas ir uždaviniai

Darbo tikslas – išanalizuoti ekologinės rizikos vertinime naudojamus modelius ir tinkamiausią pritaikyti hipotetinės rizikos įvertinimui Nevėžio upėje.

Siekiant tikslo buvo iškelti šie uždaviniai:

1. Išanalizuoti tinkamiausius ekologinės rizikos vertinimo gėlo vandens ekosistemoms naudojamus modelius.
2. Surinkti cheminius-fizinius bei biologinius Nevėžio upės parametrus ir išanalizuoti svarbiausius pokyčius.
3. Nustatyti koreliacijas tarp cheminių-fizinių ir biologinių upės parametrų tam, kad būtų galima surasti indikatorines Nevėžio upės rūšis ar organizmų grupes, kurias vėliau būtų galima panaudoti modeliavime.
4. Įvertinti Nevėžio upės cheminius-fizinius bei biologinius parametrus ir pritaikyti juos pasirinktam modeliui.
5. Naudojantis pasirinktu modeliu išanalizuoti hipotetinius taršos scenarijus ir įvertinti ekosistemos reakciją į atitinkamą teršalų poveikį.

3. Darbo objektas ir metodika

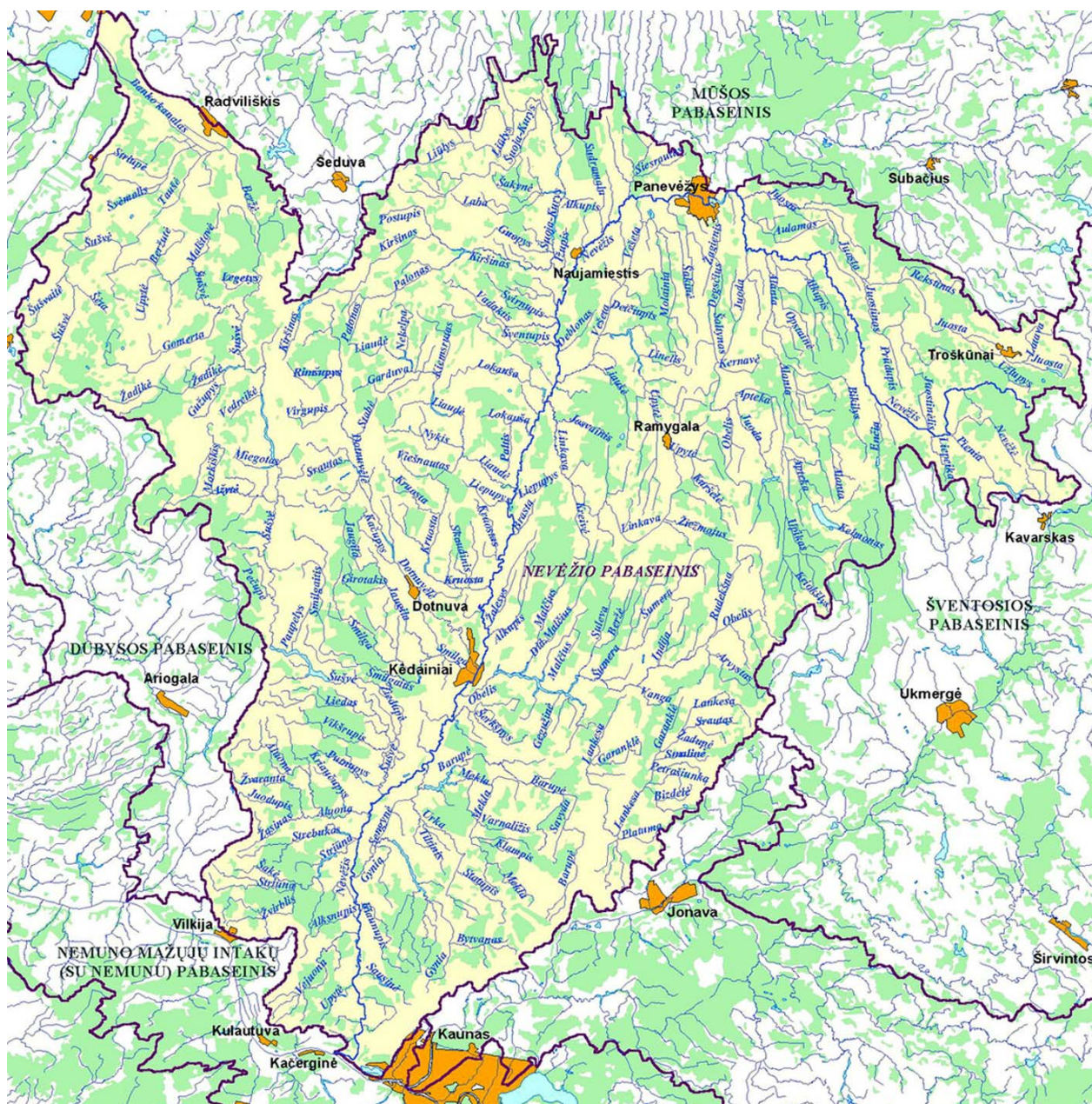
Tyrimų objektų pasirinkta Nevėžio upės ekosistema.

Nevėžio upė yra lėtos tėkmės lygumų upė. Jos visas baseinas yra Lietuvos teritorijoje. Taigi, tik nuo Lietuvos įdėtų pastangų šios upės valdymui priklauso jos vandens kokybė, bei ekosistemų būklė. Pasirinktas tyrimų objektas įdomus ir svarbus keliais aspektais. Pirma tai, kad modeliavimui buvo pasirinkta upė. Upėje egzistuojanti ekosistema išsiskiria iš kitų ekosistemų savo dinamiškumu. Vykstantis procesai yra nepertraukiama pokyčių grandinė. Šis upių ekosistemų bruožas leidžia gana greitai įvertinti naudojamų upės valdymo būdų tinkamumą. Tokia upių ekosistemų savybė gali būti naudinga įgyvendinant Bendrąją vandens politikos direktyvą. Antra - Nevėžio upės specifiskumas. Tai viena iš tų upių, kurios sovietmečiu buvo ypač teršiamos. Nepriklausomybės metais tarša sumažėjo, tačiau dažnai, ypač žemiau Panevėžio, visgi viršija nustatytas vandens užterštumo normas. Šios upės baseine yra gana didelis žmogaus ūkinės veiklos aktyvumas. Kas ateityje gali iššaukti vis naujas problemas susijusias su naujų chemikalų panaudojimu, upės vandens režimo reguliavimu ir t.t.

Nevėžis - šešta pagal ilgį Lietuvos upė (2 pav.). Jos ilgis 208,6 km, o baseino plotas 6140,5 km² (Gailiusis, 2001). Ji plyti Vidurio Lietuvos žemumoje vienoje derlingiausių Lietuvos vietų. Ši upė pasižymi ypatingai mažu upės nuolydžiu. Vienam kilometrui upė vidutiniškai pažemėja 0,3 metro. Į Nevėžį įteka 2122 vidutinių ir smulkių upių. Bendras visų upių ilgis 8162 kilometrai.

Tyrimo metodika - tai statistiniai ir matematiniai modeliavimo analizės metodai. Reikiami duomenys buvo paimti iš Lietuvos aplinkos apsaugos agentūros (AAA). Kita reikalinga duomenų dalis, kuri buvo neprieinama ar iš viso neegzistavo, buvo ekstrapoliuojama iš panašių vandens telkinių ekosistemų. Modeliui suparametruoti reikalingi duomenys, kurių nebuvo įmanoma nei gauti, nei ekstrapoliuoti iš panašių vandens telkinių ekosistemų, buvo surandami taikant modelį arba naudojantis specialistų konsultacijomis.

Darbe taikyti statistiniai metodai - tai vidurkiai, standartinis nuokrypis, tiesinės regresijos analizė ir koreliacinė analizė. Atliekant jas buvo naudotasi EXEL, Statistica 5.5, Visual basic for applications. Modeliavimams buvo naudotasi AQUATOX Release 2 programa. Ši programos versija buvo išleista 2004.02.27. Prieš tai buvo naudotasi AQUATOX Release 1.1 išleista 2000 metais. Abi šios programos yra prieinamos visiems jomis besidomintiems. Jas galima nemokamai atsisiųsti iš Jungtinių Amerikos Valstijų Aplinkos apsaugos agentūros oficialaus tinklalapio.



2 pav. Nevėžio upės baseinas (<http://am.aaa.lt>)

Paimti duomenys iš AAA apėmė 1993-2002 metų vykdomą Nevėžio upės vandens monitoringą penkiuose upės taškuose (paimtų duomenų sąrašas priede). Be cheminių-fizinių upės parametrų buvo paimti ir biologiniai. Konkrečiau tai fitoplanktono, bei zooplanktono monitoringo už 1993 – 2002 (išskyrus fitoplanktono 1994 ir 1998 metų, nes šių metų tyrimų duomenys buvo pamesti) monitoringo juodraštinės anketos. Zoobestoso juodraštinės anketos buvo neįskaitomos, taigi šių duomenų buvo atsisakyta. Perifitono, makrofitų, bestuburių, žuvų monitoringas AAA nevykdomas. Iš kitų šaltinių jų gauti nepavyko. Taigi, modeliuojant šiuos upės ekosistemos komponentus, teko pasikliauti modelio, literatūros, bei specialistų pagalba.

Pirmiausia, išanalizuoti Nevėžio upės cheminių-fizinių parametrų pokyčių kryptis bei greitį, buvo suskaičiuoti pokyčių koeficientai. Jie buvo suskaičiuoti remiantis sekančia metodika. Atskirų parametrų laiko eilutėms paskaičiuota tiesinės regresijos lygtis $y=ax+b$. Pokyčio koeficientų paimtas a koeficientas, kadangi jis parodo kuria kryptimi ir kaip sparčiai kinta regresijos lygtis. Pavyzdžiui pokyčio koeficientas 0,0002 praktiškai reiškia, kad per šimtmetį parametro vidutinės vertės padidės vieną dešimtadalių, o pokyčio koeficientas 0,0014 rodo, kad per šimtmetį parametro vertės padvigubės.

Darbo pradinėje stadijoje buvo iškelta hipotezė, kad padedant koreliacijų analizę būtų galima atsirinkti svarbiausias Nevėžio upės planktono rūšis, kuriuos geriausiai reprezentuotų procesus vykstančius Nevėžio upėje. Pavyzdžiui tokius kaip taršos, temperatūros, organinių, bei neorganinių medžiagų pokyčius. Be to, taip pat būtų kartinės Nevėžio upės ekosistemoje ir tinkamos modeliuoti ERV modelių. Kadangi duomenų buvo gana didelis kiekis: ~160 fitoplanktono, ~90 zooplanktono rūšių ir ~60 cheminių-fizinių upės parametrų, be to jie buvo ganėtinai nesisistemiškai matuojami, pvz., kartais cheminių-fizinių parametrų matavimo dienos sutapdavo, kartais ne, tai paprastais metodais koreliacijų nebuvo imama suskaičiuoti. Šiam tikslui mano paties buvo parašyta duomenų bases analizuojanti programa, kuri atrenka tuo pačiu laiku, toje pačioje vietoje surinktus duomenis iš skirtingų duomenų bazių, surašo juos į vieną EXEL'io lentelę, o paskui suskaičiuoja koreliacijas kiekvienai parametrų porai atskirai. Programa buvo parašyta Visual basic programine kalba.

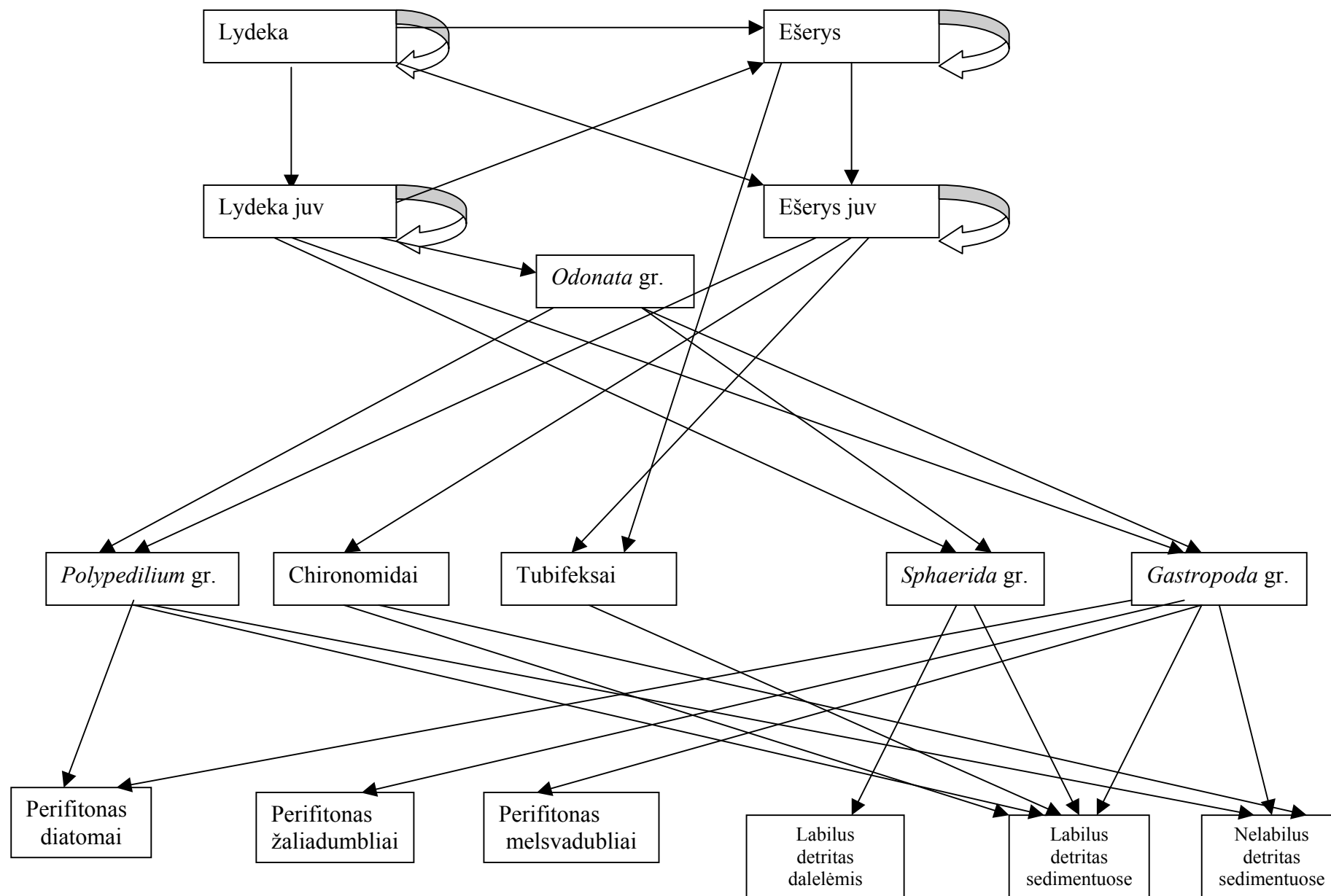
Koreliacijos buvo suskaičiuotos tarp rūšies individų skaičiaus pasemto tuo pačių laikų ir toje pačioje vietoje bei cheminių-fizinių upės parametrų. Fitoplanktonui taip pat suskaičiuotos koreliacijos taksonominėms grupėms – klasėms ir bendrai fitoplanktonui. Taip pat koreliacijos fitoplanktono skyriams buvo suskaičiuotos pagal tai, kokią procentinę dalį taksonominė grupė sudaro bendroje, tuo laiku ir toje vietoje pasemto, individų imtyje.

Gautos koreliacijos buvo lyginamos su literatūros aprašymais bei pateikiamais specialistų faktais. Tačiau atlikta koreliacijų, ir kai kuriais atvejais regresijų, bei sanaujų analizė neleido išskirti modeliavimui tinkamų rūšių, dar kartais prieštaravo literatūros, bei specialistų pateikiamai nuomonei. Atsižvelgus į upės ekosistemos sudėtingumą, bei fitoplanktono vaidmenį ir funkciją joje (tai, kad upėje fitoplanktonas daugiau atsitiktinis veiksnys, nedaug nulemiantis ekosistemos funkcionavimą), taip pat duomenų trūkumą (dažniausiai bendrų taškų, laiko ir vietos atžvilgiu, tarp rūšių ir cheminių-fizinių upės parametrų iš kurių buvo skaičiuojama koreliacija buvo ne daugiau nei 10), tolesniame modeliavime planktono kompartmento buvo atsisakyta.

Tolesniame Nevėžio upės ekosistemos biotinė dalies konstravime buvo daugiausia pasitelkta modelio skaičiavimais, specialistų rekomendacijomis, literatūros duomenimis ir bei galiausiai savo supratimu kaip turėtų atrodyti ir elgtis tokia ekosistema.

Organizmų grupės naudotos modeliavimui buvo paimtos iš AQUATOX modelio gyvūnų ir augalų bibliotekos, su specialistų pagalba atsirenkant tipiškas grupes tokioms upių ekosistemoms kaip Nevėžio upės. Modeliavimui buvo atrinktos sekančios organizmų grupės.

- ❖ Perifitono grupės
 - ♣ Diatomai (arba diatominiai dumbliai)
 - ♣ Žaliadumbliai
 - ♣ Melsvadumbliai
- ❖ Bestuburių grupės
 - ♣ *Polypedilium* gr.
 - ♣ Chironomidai
 - ♣ Tubifeksai
 - ♣ *Sphaerida* gr.
 - ♣ *Gastropoda* gr.
 - ♣ *Odonata* gr.
- ❖ Žuvų grupės
 - ♣ Nesubrendę paprastieji ešeriai
 - ♣ Subrendę paprastieji ešeriai
 - ♣ Nesubrendusios lydekos
 - ♣ Subrendusios lydekos



3 pav. Modelyje sukurtas mitybos tinklas (rodyklės nukreiptos į tai kuo minta)

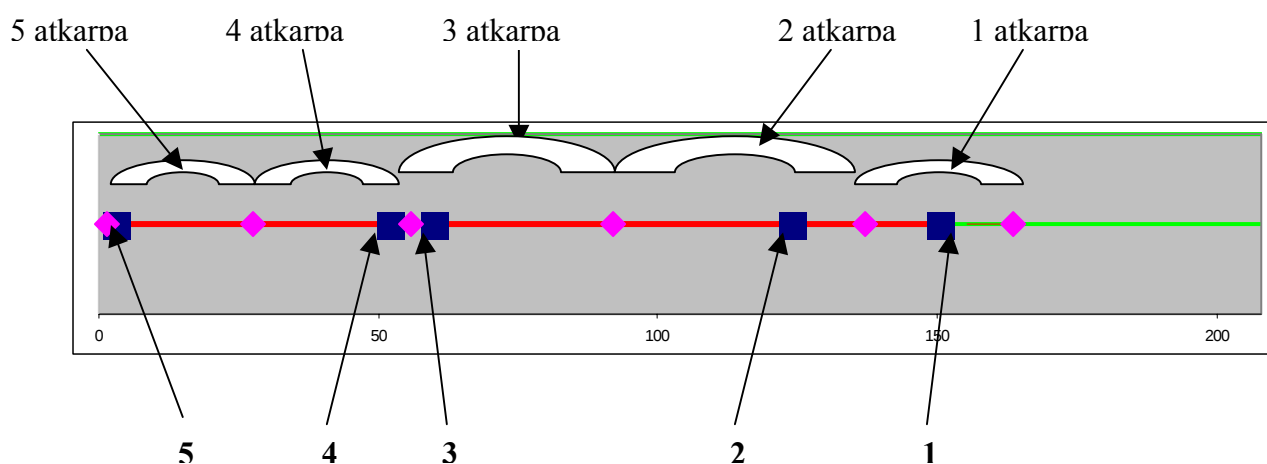
2 lentelė. Mitybos tinklo pirmumo koeficientas

	Lydeka	Lydeka juv.	Ešerys	Ešerys juv.	<i>Sphaerida</i> gr.	<i>Polypedilium</i> gr.	Chironomidai	<i>Gastropoda</i> gr.	Tubifeksai	<i>Odonata</i> gr.	Perifitonas Diatomai	Perifitonas Žaliadumbliai	Perifitonas Melsvadumb-liai	Labilus detritas dalelėmis	Labilus detritas sedimentuose	Nelabilus detritas sedimentuose
Lydeka	0,05	0,05	0,4	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lydeka juv.	0	0,05	0,05	0,2	0,1	0	0	0,1	0	0,2	0	0	0	0	0	0
Ešerys	0	0	0	0	0	0	0	0	0,427	0	0	0	0	0,01	0	0
Ešerys juv.	0	0	0	0	0	0,2	0,16	0	0,265	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphaerida</i> gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0
<i>Polypedilium</i> gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0	0,75	0,75
Chironomidai	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,99	0,01
<i>Gastropoda</i> gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,55	0,3	0,05	0	0,05	0,05
Tubifeksai	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0
<i>Odonata</i> gr.	0	0	0	0	0,1	0,3	0	0,1	0,5	0	0	0	0	0	0	0

Pradinės organizmų koncentracijos buvo nustatytos modeliuojant daugeliui metų į ateitį. Kadangi nusistovėjusioje ekosistemoje būsenoje organizmų koncentracijos yra tokios koks jų poreikis ir vaidmuo toje ekosistemoje. Mitybos tinklo pirmumo koeficientai (2 lentelė) daugeliu atveju buvo pasiūlyti modelio, keletas buvo patikslinti naudojanti literatūros duomenimis.

AQUATOX modelis savyje kol kas neapima galimybės sujungti ilgesnės upės segmentus tarpusavyje (yra sukurta, bet dar neišleista AQUATOX 3.0 versija, kuri šią savybę jau turi). Taigi Nevėžio upė buvo modeliuojama kaip atskiri segmentai. Upė buvo sudalinta pagal monitoringo taškus. Kiekvienas monitoringo taškas reprezentavo atkarpos chemines-fizines savybes.

Sekančioje schemoje linija yra pavaizduotas Nevėžis (4 pav.). Jo pradžia yra dešinėje pusėje. Monitoringo taškai pažymėti mėlynais kvadratais, atkarpos ribos pažymėti violetiniais įstrižais kvadratais. Atkarpų ilgiai buvo paskaičiuoti dalijant atstumą nuo vienos monitoringo stoties iki kitos iš dviejų. Po to vienai atkarpai suskaičiuoti buvo sudedamas gautas rezultatas iš abiejų monitoringo stoties pusių. Pirmai atkarpai dešinysis atstumas buvo paimtas toks pat kaip ir kairysis, o paskutinei - kairysis toks, koks buvo likęs iki santakos su Nemunu.



4 pav. Monitoringo vietų bei paimtų modeliavimui atkarpų Nevėžyje išsidėstymo schema

Monitoringo vietos Nevėžio upėje išsidėsto sekančiai:

1. Aukščiau Panevėžio 150,3 kilometrai iki santakos su Nemunu, priskirtas atkarpos ilgis 26,3 kilometrai;
2. Žemiau Panevėžio 124 kilometrai iki santakos su Nemunu, priskirtas atkarpos ilgis 45,3 kilometrai;
3. Aukščiau Kėdainių 59,7 kilometrai iki santakos su Nemunu, priskirtas atkarpos ilgis 36 kilometrai;

4. Žemiau Kėdainių 52 kilometrai iki santakos su Nemunu, priskirtas atkarpos ilgis 28,35 kilometrai;
5. Aukščiau Raudondvario 3 kilometrai iki santakos su Nemunu, priskirtas atkarpos ilgis 26 kilometrai.

Cheminiai-fiziniai upės parametrai: pH, temperatūra, amonio jonų azotas, fosfatai, nitratų azotas, ištirpusio deguonies kiekis, suspenduotos medžiagos, vandens debitas; į modelį įvesti remiantis monitoringo duomenimis. Kiekvieno parametro, dešimties metų, mėnesinės vertės buvo suvidurkintos ir priskirtos penkioliktai to mėnesio dienai. Taip buvo gauta metų vidurkių eilutė (I priedas), kuri įgalino sieti modelį su ateities, o ne vien praeities, įvykiais. Šios laiko eilutės, modelio yra integruojamos ir, paleidžiant modelį, vis naujiems metams jos yra atkartojamos. AQUATOX modelis turi ne tik šią parametru laiko eilučių integravimą galimybę, bet taip pat modelis apima duomenų kintamumo integravimo galimybę. Tam tikslui kiekvienam parametrui AQUATOX naudoja išsibarstymo skirstinį, kuris gaunamas įvedant vidurkį ir standartinį nuokrypį. Paleidžiant modelį, neapibrėžtumo (uncertainties ang.) analizei, kiekvienos dienos parametro vertė yra sudauginama iš atsitiktinai pagal dažnius iš skirtingo paimto skaičiaus. Taigi į modelį įvestas vidurkis buvo vienetas, o standartinis nuokrypis buvo gautas, sudėjus kiekvieną mėnesinį standartinį nuokrypį ir padalinus iš dvylikos. Naudojamas buvo normalusis duomenų išsibarstymo skirstinys. Neaiškumo analizei buvo panaudoti amonio jonų azoto, nitratų azoto, fosfatų ir ištirpusio deguonies skirtiniai. Kitų skirstinių buvo atsakyta dėl to, kad per dideli standartiniai nuokrypiai neleisdavo gauti jokio galutinio rezultato.

Cheminės medžiagos modeliavimui buvo pasirinktos taip pat iš modelio organinių chemikalų bibliotekos. Buvo paimtos dvi medžiagos: herbicidas “Dicamba” ir insekticidas “Esfenvalerate”. Šios abi medžiagos yra įregistruotos naudoti visoje Europos Sąjungoje ir yra arba gali potencialiai būti naudojamos Lietuvoje. Tai ir buvo kriterijus atrinkti šioms medžiagoms.

“Dicamba” herbicidas priskiriamas bezoinių rūgščių cheminių medžiagų klasei. Beveik visiškai netoksiškas mikroorganizmams. Šiek tiek toksiškas žuvims ir amfibijoms, paukščiams netoksiškas. Labai toksiškas plačialapėms piktžolėms, krūmams ir vijokliams, bet daugeliui žolinių augalų netoksiškas (<http://infoventures.com/e-hlth/pesticide/>). LK50 vaivorykštiniam upėtakiui yra 35 mg/L, karpiui – 465 mg/L, dafnijai – 110 mg/L (<http://extoxnet.orst.edu/pips/>).

Medžiagos savybės:

- o medžiagos aštrus toksiškumas yra nežymus;

- o kaip karcinogenas ji neklasifikuojama;
- o potencialus teršalas gruntiniams vandenims;
- o jai skylant aplinkoje pasigamina toksinai ;
- o kaip veikia endokrinines liaukas nežinoma.

Naudojama daugiausia kraštovaizdžio priežiūrai, struktūrinei kenkėjų kontrolei.

Tirpumas vandenyje vidutiniškai 28,895 mg/L, absorbcijos koeficientas 5.00, hidrolizės pusamžis vidutiniškai 30.0 dienų, aerobinėse sąlygose dirvoje suskilimo pusamžis vidutiniškai 10.0, anaerobinėse 88.0. Kanados vandens kokybės rekomendacijose gėlių vandenų gyvybės apsaugojimui, koncentracija neturėtų viršyti 10 µg/L (<http://www.pesticideinfo.org/>).

“Esfenvalerate” insekticidas priskiriamas pirenoidinių junginių, cheminių medžiagų klasei. Labai toksiškas vandens bestuburiams ir žuvims, vidutiniškai paukščiams ir žinduoliams. Šie organizmai taip pat bioakumuliuoja insekticidą (<http://infoventures.com/e-hlth/pesticide/>). Šios medžiagos LK50 vaivorykštiniam upėtakiui yra 0,0003 mg/L, karpui – 0,001 mg/L, dafnijai – 0,001 mg/L (<http://extoxnet.orst.edu/pips/>).

Medžiagos savybės:

- o medžiagos aštrus toksiškumas yra vidutinis;
- o kaip karcinogenas ji neklasifikuojama;
- o ar teršia gruntinius vandenį nežinoma;
- o ar skylant aplinkoje pasigamina toksinai nežinoma;
- o įtariama, kad žaloja endokrininių liaukų veiklą.

Daugiausia naudojami nuo kenkėjų apsaugoti migdolus, javus, pomidorus apdirbimui, persikus, artišokus, bulves, cukrinius runkelius ir t.t. Aerobinėse sąlygose dirvoje suskilimo pusamžis vidutiniškai 105 dienos (<http://www.pesticideinfo.org/>).

Šių medžiagų poveikio vertimui pasirinkti sekantys scenarijai. Norint įvertinti “Esfenvalerate” pesticido chronišką poveikį, modelis buvo paleistas dvidešimčiai metų su skirtingomis koncentracijomis pastoviomis koncentracijomis: 0,01 µg/L, 0,1 µg/L. Vienam atsitiktiniam atvejui, įvertinti ūmų toksiškumą ir ekosistemos atsistatymą po chemikalo išsiliejo, buvo panaudota 10 µg/L koncentracija. Chroniškam ir ūmiam chemikalo poveikiui ekosistamai nustatyti modelis buvo paleistas dvidešimčiai metų. Ekologinės rizikos vertinimui ir neapibrėžtumų analizei buvo pasirinkta 0,1 µg/L koncentracija, kadangi norėta patikrinti kaip ši

koncentracija tikėtų apsaugoti Lietuvos gėlųjų vandenų ekosistemas. Ekologinės rizikos vertinimui modelis buvo paleistas vieneriems metams. Ekologinės rizikos vertinimui buvo pasirinkta Nevėžio atkarpa aukščiau Panevėžio, todėl kad būtent šią atkarpą pavyko geriausiai suparametruoti, o visų atkarpų ekologinis rizikos vertinimas būtų smarkiai perkrovęs darbą iš modeliavimų gautais rezultatais.

“Dicamba”herbicido įvertinti chronišką toksiškumą buvo pasirinktos dvi skirtingos koncentracijos: 10µg/L, 100 µg/L. Įvertinti ūmų toksiškumą buvo pasirinkta 10mg/L koncentraciją. Ekologinės rizikos vertinimui ir neapibrėžtumų analizei buvo pasirinkta 100 µg/L koncentracija.

Koncentracijos, chroniško toksiškumo modeliavimui, buvo pasirinktos atlikus keletą skenuojančių modeliavimų, kur buvo bandoma surasti koncentraciją, kuri veiktų nestipriai ar išvis neveiktų ekosistemas. Antra koncentracija chroniško toksiškumo modeliavimui buvo paimta dešimt kartų didesnė. Taip pat ši koncentracija buvo panaudojama ir ERV. Stipraus toksiškumo modeliavimui koncentracija buvo paimta tūkstantį kartų didesnė nei pirma koncentracija chroniško toksiškumo modeliavimui.

4. Darbo rezultatai

Iš monitoringo duomenų buvo paskaičiuoti pokyčio koeficientai (3 lentelė), kurie rodo, kokiomis kryptimis ir koku spartumu vyksta cheminiai-fiziniai Nevėžio parametrų pokyčiai. Buvo nubraižyti laiko eilučių (time series ang.) grafikai su tiesinėmis regresijomis, kurie parodo visą Nevėžio parametrų pastarųjų dešimties metų kitimo istoriją (II priedas). Taip pat iš monitoringo duomenų buvo surasti kai kurių parametrų, kurie yra naudojami modeliavimui, mėnesinių vidurkių kitimo grafikai (I priedas). Be to, suskaičiuoti šių vidurkių standartiniai nuokrypiai.

Tai pat iš cheminių-fizinių upės parametrų monitoringo ir fitoplanktono monitoringo buvo suskaičiuotos šių parametrų koreliacijos, kurios buvo suskaičiuotos rūšims, skyriams ir bendrai fitoplanktonui (III priedas). Tačiau dėl gautų rezultatų patikimumo ir komplikotumo vėlesniame ekosistemos modeliavime jų buvo atsisakyta.

Pesticidų poveikiui įvertinti sumodeliuoti sekantys scenarijai:

1. Herbicido "Dicamba" koncentracija upėje buvo pastovi, $\sim 10 \mu\text{g/L}$.
2. Herbicido "Dicamba" koncentracija upėje buvo pastovi, $\sim 100 \mu\text{g/L}$.
3. Insekticido "Esfenvalerate" koncentracija upėje buvo pastovi, $\sim 0,01 \mu\text{g/L}$.
4. Insekticido "Esfenvalerate" koncentracija upėje buvo pastovi, $\sim 0,1 \mu\text{g/L}$.
5. Herbicido "Dicamba" koncentracija 2004.06.15-17 upėje buvo $\sim 10 \text{ mg/L}$, visu kitu modeliavimo periodu koncentracija buvo lygi 0 mg/L .
6. Insekticido "Esfenvalerate" koncentracija 2004.06.15-17 upėje buvo $\sim 10 \mu\text{g/L}$, visu kitu modeliavimo periodo koncentracija buvo lygi 0 .

Modeliavimo periodas šiems scenarijams buvo paimtas dvidešimt metų, 2004.01.01-2024.01.01 laikotarpis. Gauti ekosistemos grupių biomasės skirtumų grafikai parodė, kaip ekosistemą reaguoja į vienokų ar kitokių scenarijų (IV priedas)

Ekologiniai rizikai įvertinti sumodeliuoti sekantys scenarijai:

1. Herbicido "Dicamba" koncentracija upėje buvo pastovi, $\sim 100 \mu\text{g/L}$.
2. Insekticido "Esfenvalerate" koncentracija upėje buvo pastovi, $\sim 0,1 \mu\text{g/L}$.

Modeliavimo laikotarpis pasirinktas šiems scenarijams buvo vieni metai 2004.01.01-2005.01.01. Modeliavimui pasirinkta Nevėžio atkarpa aukščiau Panevėžio. Modeliavimo rezultatų grafikai parodė, kaip, teršalo dėka, pakinta ekosistemos grupių būsenos (V priedas).

3 lentelė. Nevėžio 1993-2002 metų parametų kitimo koeficientai

	NH_4-N	NO_3-N	PO_4	O_2	BDS_7	pH	<i>Temperatūra</i>	<i>Suspenduotos medžiagos</i>	<i>Vandens debitas</i>
<i>Aukščiau Panevėžio</i>	-0,0002	-0,00009	0,00003	0,0003	0,00008	-0,00007	0,0006	-0,00001	-0,0011
<i>Žemiau Panevėžio</i>	-0,0002	0,0003	0,0003	0,0008	0,0004	-0,00001	0,0005	0,0002	0,0002
<i>Aukščiau Kėdainių</i>	-0,00007	-0,00006	0,00002	-0,0001	-0,0001	0,00003	0,0005	-0,0007	-0,0007
<i>Žemiau Kėdainių</i>	-0,00007	-0,00008	-0,00009	-0,0002	-0,0002	0,00005	0,0005	-0,0017	-0,001
<i>Aukščiau Raudondvario</i>	-0,00007	-0,00009	-0,00008	-0,0003	0,00005	0,00004	0,0004	-0,0013	0,0002

	<i>Vandens greitis</i>	<i>Naftos produktai</i>	NO_2-N	Si	Cu	<i>Mineralizacija</i>	<i>Bendras N</i>	<i>Mineralinis N</i>	<i>Bendras P</i>
<i>Aukščiau Panevėžio</i>	-0,00003	-0,00002	-0,0000002	0,0003	0,00001	0,0242	-0,0004	-0,0003	0,00002
<i>Žemiau Panevėžio</i>	-0,00002	0,00001	0,00007	0,0008	0,0004	0,0288	-0,0001	0,0003	0,0003
<i>Aukščiau Kėdainių</i>	-0,00003	0,00000004	-0,000005	-0,0001	-0,0004	-0,0237	-0,0004	-0,0003	0,00005
<i>Žemiau Kėdainių</i>	-0,00001	-0,00002	-0,0000006	-0,0002	-0,0004	-0,0216	-0,0005	-0,0001	-0,00007
<i>Aukščiau Raudondvario</i>	0,000002	-0,00004	-0,0000001	-0,0003	-0,0003	-0,0404	-0,0005	-0,0002	-0,0002

5. Rezultatų aptarimas

5.1. Nevėžio upės parametrų kitimo analizė

Iš 3 lentelės matyti, kad Nevėžio upėje visose monitoringo vietose mažėja azoto, išskyrus nitratų azotą ir mineralinį azotą žemiau Panevėžio. Tai galėtų paneigti paskutiniu metu skelbiamą ryškų Nevėžio upės žemiau Panevėžio vandens kokybės pagerėjimą. Iš nagrinėjamų parametrų matosi, kad upės vanduo žemiau Panevėžio daugelių atveju blogėja (išskyrus amonio jonus, deguonies kiekį ir bendrą azotą). Fosforo kiekis mažėja tik žemiau Kėdainių ir aukščiau Raudondvario. Fosforo kiekio upės vandenyje didėjimas palyginus gana spartus žemiau Panevėžio. Deguonies kiekis ir BDS₇ (bendras deguonies sunaudojimas per septynias paras) vienas su kitu koreliuojantys parametrai. Jų verčių didėjimas pastebimas aukščiau ir žemiau Panevėžio. Ypač tai ryšku žemiau Panevėžio. Iš temperatūros pokyčių koeficientų matosi santykinai spartus temperatūros didėjimas visame Nevėžyje. Šie duomenys patvirtina globalinio atšilimo tendencijas. Suspenduotų medžiagų ypač sparčiai mažėja Nevėžio žemupyje. Vandens debitas rodo, kad vandens Nevėžyje mažėja išskyrus žemiau Panevėžio. Taigi, gali būti siejama su klimato kaita ar su kažkokiomis vandens reguliavimo veiklomis. Naftos produktų didėjimas pastebimas tik žemiau Panevėžio, visose kitose vietose jų mažėja ar bent daugmaž laikosi panašios koncentracijos. Silicio ir vario kiekis mažėja upės žemupyje, tačiau santykinai spartus jų gausėjimas pastebimas žemiau Panevėžio. Keisčiausiai atrodo mineralizacijos pokytis, nes apie Panevėžį mineralizacija ypač spartėja, o einat žemiau upe ji ryškiai lėtėja. Tai gali būti susiję su ankstesne Panevėžio miesto didele tarša.

5.2. Koreliacijų tarp fitoplanktono ir cheminių-fizinių upės parametrų analizė

Iš suskaičiuotų koreliacijos koeficientų buvo bandoma nustatyti, kurios fitoplanktono rūšys geriausiai reprezentuoja upėje vykstančius procesus ir taip pat yra vienos iš indikatorinių rūšių šios ekosistemos fitoplanktono komponente (III priedas, 1 lentelė). Koreliacijų analizei buvo pasirinktos rūšys, kurių buvo rasta daugiau nei dvidešimt kartų, aštuonių metų monitoringo duomenyse, kadangi kitos rūšys, kurių rasta buvo mažiau kartų, reprezentavo daugiau atsitiktines, nei būdingas Nevėžio upės ekosistemos rūšis.

Analizės eigoje pasirodė, kad nemažai koreliacijų prieštarauja literatūros bei specialistų išdėstytiems faktams. Tai buvo siejama su faktu, kad koreliacijos skaičiuojamos iš per mažai duomenų (daugelių atvejų bendrų mėginių ėmimo taškų tarp fitoplanktono ir cheminių-fizinių

parametrų, iš kurių buvo skaičiuojama koncentracija, buvo ne daugiau nei dešimt). Dar daugiau, išanalizavus literatūrą apie fitoplanktono svarbą upėse ir funkciją, prieita išvados, kad koreliacijos gali neatitikti ir dėl to, kad fitoplanktonas yra upėms daugiau atsitiktinis veiksnys, nei svarbus, ekosistemos gyvavimui būtinas, komponentas. Be to, kad ir atsirinkus kelias būdingas, tam tikra taršą identifikuojančias rūšis, nebuvo įmanoma panaudoti šių rūšių modeliavimui, kadangi nebuvo įmanoma surasti modeliui suparametruoti reikalingų, šias rūšis apibūdinančių, parametrų, konstantų. Taigi, dėl šių priežasčių fitoplanktono ir zooplanktono duomenų buvo atsisakyta tolesniame darbe.

5.3. Pesticidų “Dicamba” ir “Esfenvalerate” poveikio modeliavimas hipotetinei Nevėžio upės ekosistemai

Pirmojo scenarijaus modeliavimo, biomasės skirtumo tarp chemikalo sudrumstos ir kontrolinės ekosistemos, grafikai (IV priedas, 11-25 pav.) rodo kelis ar vieną labai didelį perifitoninių melsvadumblių suklestėjimą, kuris įvyko per visą modeliavimo periodą. Žaliadumliai modeliavimo periodą liko santykinai pastovūs. Ypač didelis melsvadumblių pagausėjimas paveikė diatominų perifitoninių dumblių biomasę neigiamai. Šių dumblių biomasę sumažėjo. Tokį melsvadumblių suklestėjimą ir diatomų sunykimą, tam tikrais modeliavimo periodo tarpais, būtų galima paaiškinti herbicido įtaką ekosistemos išbalansavimui. Dėka herbicido, sumažėjus diatominų dumblių biomasei, atsirado daugiau vietos ant dugno ir maistmedžiagių melsvadumblių suklestėjimui. Taigi melsvadumblių biomasės daugėjimas, metai iš metų (kuris būdingas ir kontrolei), o paskui sunykimas, užtruko ilgiau ir vyko sparčiau. Visų modeliavimo periodų ir visose vietose į herbicidą “Dicamba” ar kažkokius ekosistemos sutrikimus beveik visiškai nereagavo *odonata* grupė. Tubifekasai ir *sphaerida* grupė reagavo silpnai, tačiau upėje, žemiau Kėdainių, jų reakcija buvo gana ryški. Stipriausiai į melsvadumblių suklestėjimų periodus reagavo *polypedium* grupė. Melsvadumblių klestėjimo laikotarpių jų biomasę sumažėdavo. To priežastis gali būti tai, kad polypediumai minta diatominiais dumbliais. Taip pat į diatominų dumblių sumažėjimą neigiamu biomasės pokyčiu reagavo *gastropoda* grupė. *Gastropoda* grupės atveju paaiškinimas taip pat galėtų būti jų vieno iš pagrindinių mitybinio komponento diatominų dumblių stiprus sumažėjimas. Chironomidų ir polypedium grupės teigiamas biomasės pokytis buvo ypač ryškus melsvadumblių normalaus būvio sąlygomis. Žuvų atveju, daugelyje vietų pastebimas sumažėjimas. Lydekų visur sumažėjo daugmaž vienodai 15-30%. Tai gali būti dėl to, kad lydekos yra veikiamos tiesiogiai chemikalo, nes nereaguoja į ešerių biomasės pokyčio variavimą. Ešeriai modelyje sudaro pagrindinį lydekų

racionalą modeliujamoje ekosistemoje. Ešerių biomasės variavimas daugiau priklauso nuo organizmų, kuriais jie maitinasi, biomasės variavimo.

Antrojo scenarijaus, biomasės skirtumo tarp chemikalo sudrumstos ir kontrolinės ekosistemos, kuri nebuvo paveikta chemine medžiaga, grafikai (IV priedas, 26-40 pav.) rodo dar didesnę ekosistemos sutrikdymą. Melsvadumblių suklestėjimas, pailgėjo ir sustiprėjo, tačiau kai kurias atvejais melsvadumblių didelio pagausėjimo nepastebėta, ypač aukščiau Kėdainių. Vis dėlto atsirado kitas, ekosistemos trikdymą rodantis, veiksnys – staigus diatominių perifitoninių dumblių kasmetinis pagausėjimas, lyginant su kontrolinėmis sąlygomis. Visose atkarpose ypač padidėjo *polypedium* grupės, kuri minta diatominiais dumbliais, ir tubifeksų pagausėjimas. To priežastis gali būti keletas veiksnių. Pirma, ir tubifeksai ir *polypedium* grupė minta labiliu sedimentiniu detritu, kurio galėjo pagausėti po kai kurių dumblių suklestėjimo, o paskui jų sunykimo. Antra, tai gali būti išdava to, kad sumažėjo kitų organizmų biomasė, kurie buvo jų konkurentai. Trečia, sunyko šiais organizmais mitusių žuvų biomasė. Kaip ir pirmam scenarijui, beveik jokios reakcijos į chemikalo buvimą nerodė *odonata* grupė. *Sphaerida* ir *gastropoda* grupė dažniausiai rodė nedidelį biomasės sumažėjimą visose atkarpose. Žuvis, tiek ešerius, tiek lydekas, herbicidas paveikė neigiamai. Ešeriai pirmose trijose atkarpose beveik išnyko, lydekų biomasė sumažėjo 80-90%. Įdomus faktas tai, kad ešerių biomasė, atkarpoje žemiau Kėdainių, modeliavimo periodo pabaigoje pradėjo didėti, nors prieš tai jie buvo beveik išnykę. Tai galima būtų sieti su ypatingai didelių organizmų, kuriais jie maitinasi (tubifeksai, *polypedium* grupė, chironomidai) biomasės pagausėjimu.

Trečiojo scenarijaus, biomasės skirtumo tarp chemikalo sudrumstos ir kontrolinės ekosistemos, kuri nebuvo paveikta chemine medžiaga, grafikai (IV priedas, 41-55 pav.) rodo taip pat didelius melsvadumblių suklestėjimus, kurie užtrukdavo pirmą kartą vienerius, o antrą, jei jis būdavo, kelerius metus. Aukščiau Raudondvario, nors ir nebuvo didelių melsvadumblių suklestėjimų, buvo pastebimas diatomų ritmo išsiderinimas. Iš bestuburių stipriausią reakciją į insekticidą parodė *odonata* grupė. Ji modeliujamoje sistemoje visiškai sunyko. *Sphaerida* ir *gastropoda* grupė į teršalą niekaip beveik nereagavo. *Polypedium* grupė ir chironomidai lygiai taip pat, kaip ir prieš tai modeliujamose scenarijuose neigiamu biomasės pokyčių reaguodavo į melsvadumblių suklestėjimą. Vienintelė tubifeksų grupė reagavo teigiamu biomasės pokyčiu į insekticido poveikį ekosistemai. Žuvys daugiausiai neigiamai reagavo į chemikalo buvimą aplinkoje, išskyrus suaugusius ešerius, kurių pagrindinę raciono dalį sudaro tubifeksai.

Ketvirtąjo scenarijaus, biomasės skirtumo tarp chemikalo sudrumstos ir kontrolinės ekosistemos, kuri nebuvo paveikta chemine medžiaga, grafikai (IV priedas, 56-71) rodo truputį mažesnius melsvadumblių suklestėjimus. Iš bestuburių, be *odonata* grupės, ypač neigiamai buvo

paveiktos *polypedium* ir chironomidų grupės, kurios kaip ir *odonata* visai sunyko. *Sphaerida* grupė reagavo kiek silpniau. *Gastropoda* grupė beveik visiškai nereagavo į chemikalą, o tubifeksai dar labiau, nei kad prieš tai buvusiame scenarijuje, padidino savo biomasę. Žuvis reagavo neigiamu biomasės pokyčiu, ypač ešeriai. Jų biomasė visai sunyko, nors tubifeksų, kurie sudaro pagrindinį ešerių racioną, padidėjo. Lydekos reagavo ne taip drastiškai, kaip ešeriai, jų biomasė sumažėjo per pus. Įdomus pastebėjimas tai, kad nesubrendusios lydekos kartais truputi geriau toleruoja pesticido buvimą aplinkoje. Tai gali būti pasekmė to, kad jaunesnių lydekų mitybinė bazė nesunyko taip kaip subrendusių.

4 lentelė. Ekosistemos grupių paveiktų herbicido “Dicamba” 10 µg/L koncentracija pokyčių kryptų matrica

<i>Pirmas scenarijus</i>	<i>P.d.</i>	<i>P.ž.</i>	<i>P.m.</i>	<i>Pol.</i>	<i>Tub.</i>	<i>Chi.</i>	<i>Spa.</i>	<i>Gas.</i>	<i>Odo.</i>	<i>N.e.</i>	<i>S.e.</i>	<i>N.l.</i>	<i>S.l.</i>
<i>Aukščiau Panevėžio Žemiau</i>	↕	↕	↕	↕	→	↕	→	↕	→	↓	→	↓	↓
<i>Aukščiau Kėdainių Žemiau</i>	↕	↕	↕	↕	↕	↕	→	↕	→	↕	↑	↓	↓
<i>Aukščiau Raudondvario</i>	↕	↕	↕	↑	↑	↕	→	→	→	↕	↕	↓	↓

5 lentelė. Ekosistemos grupių paveiktų herbicido “Dicamba” 100 µg/L koncentracija pokyčių kryptų matrica

<i>Antras scenarijus</i>	<i>P.d.</i>	<i>P.ž.</i>	<i>P.m.</i>	<i>Pol.</i>	<i>Tub.</i>	<i>Chi.</i>	<i>Spa.</i>	<i>Gas.</i>	<i>Odo.</i>	<i>N.e.</i>	<i>S.e.</i>	<i>N.l.</i>	<i>S.l.</i>
<i>Aukščiau Panevėžio Žemiau</i>	↕	↕	↕	↑	↑	↓	↓	→	→	↓	↓	↓	↓
<i>Aukščiau Kėdainių Žemiau</i>	↕	↑	↕	↑	↑	↓	↓	→	→	↓	↓	↓	↓
<i>Aukščiau Raudondvario</i>	↓	↓	↕	↑	↑	↓	↓	→	→	↕	↕	↓	↓

6 lentelė. Ekosistemos grupių paveiktų insekticido “Esfenvalerate” 0,01 µg/L koncentracija pokyčių krypčių matrica

<i>Trečias scenarijus</i>	<i>P.d.</i>	<i>P.ž.</i>	<i>P.m.</i>	<i>Pol.</i>	<i>Tub.</i>	<i>Chi.</i>	<i>Spa.</i>	<i>Gas.</i>	<i>Odo.</i>	<i>N.e.</i>	<i>S.e.</i>	<i>N.l.</i>	<i>S.l.</i>
<i>Aukščiau Panevėžio</i>	↕	↕	↕	↕	↑	↓	→	↕	↓	↓	→	↓	↓
<i>Žemiau Panevėžio</i>	↕	↕	↕	↕	↑	↓	→	↕	↓	↓	→	↓	↓
<i>Aukščiau Kėdainių</i>	↕	→	↑	↕	↑	↓	→	→	↓	↓	↕	↓	↓
<i>Žemiau Kėdainių</i>	↕	→	↕	↕	↑	↓	→	↕	↓	↓	↕	↓	↓
<i>Aukščiau Raudondvario</i>	↕	↕	↕	↕	↑	↓	↓	→	↓	↓	↕	↓	↓

7 lentelė. Ekosistemos grupių paveiktų insekticido “Esfenvalerate” 0,1 µg/L koncentracija pokyčių krypčių matrica

<i>Ketvirtas scenarijus</i>	<i>P.d.</i>	<i>P.ž.</i>	<i>P.m.</i>	<i>Pol.</i>	<i>Tub.</i>	<i>Chi.</i>	<i>Spa.</i>	<i>Gas.</i>	<i>Odo.</i>	<i>N.e.</i>	<i>S.e.</i>	<i>N.l.</i>	<i>S.l.</i>
<i>Aukščiau Panevėžio</i>	↕	→	↕	↓	↑	↓	→	→	↓	↓	↓	↓	↓
<i>Žemiau Panevėžio</i>	↕	↕	↕	↓	↑	↓	→	→	↓	↓	↓	↓	↓
<i>Aukščiau Kėdainių</i>	↕	→	↑	↓	↑	↓	↓	→	↓	↓	↓	↓	↓
<i>Žemiau Kėdainių</i>	↕	→	↕	↓	↑	↓	↓	→	↓	↓	↓	↓	↓
<i>Aukščiau Raudondvario</i>	↕	↕	↕	↓	↑	↓	↓	→	↓	↓	↓	↓	↓

Sutrumpinimai:

↑- grupės biomasės pokytis, lyginant su kontroliniu modeliavimu, modeliavimo eigoje padidėja į teigiamą pusę

↓ - grupės biomasės pokytis, lyginant su kontroliniu modeliavimu, modeliavimo eigoje padidėja į neigiamą pusę

→ - grupės biomasės pokytis, lyginant su kontroliniu modeliavimu, lieka daugiau mažiau pastovus

↕ - grupės biomasės pokytis, lyginant su kontroliniu modeliavimu, modeliavimo periodu svyruoja

P.d. - Perifitoniniai diatomai

P.ž. - Perifitoniniai žaliadumliai

P.m. - Perifitoniniai melsvadumbliai

Pol.- *Polypedilium* grupė

Chi.- Chiromonidai

Tub.- Tubufeksai

Spa.- *Sphaerida* grupė

Gas.-*Gastropoda* grupė

Odo. -*Odonata* grupė

N.e. - Nesubrendę ešeriai

S.e.- Subrendę ešeriai

N.l. - Nesubrendę lydekos

S.l.- Subrendę lydekos

Šešto scenarijaus, biomasės skirtumo tarp chemikalo sudrumstos ir kontrolinės ekosistemos, kuri nebuvo paveikta chemine medžiaga, grafikai (IV priedas, 71-85 pav.) rodo melsvadumblių suklestėjimo periodus. Atkarpose, kuriose melsvadumblių suklestėjimas neįvyko buvo pastebimi perifitoninių dumblių ciklo išsiderinimai. Iš bestuburių ypatingai didelį suklestėjimą parodė *polypedium* grupė ir tubifeksai, kurie panašai reagavo ir antrojo scenarijaus metu. Tubifeksų grupė atsistatė, į prieš cheminės medžiagos išsiliejimo įvykį buvusią būklę, daugmaž po dešimt metų. O *polypedium* grupei atsistatyti į kontrolinę būseną, per visą modeliavimo periodo laikotarpį, nepavyko. *Polypedium* grupės biomasės pokytis, dėl teršalo poveikio ekosistemai, pradėjo svyruoti labai didelės amplitutės ciklais. Pastebimas ypač drastiškas *odonata* grupės sumažėjimas, tačiau ši grupė atsistato labai greitai. Jau po pusmečio jų biomasė nieko nesiskyrė nuo kontrolinės biomasės. *Gastropoda* ir *sphaerida* grupės biomasė, chemikalo išsiliejimo dėka, šiek tiek sumažėjo. Biomasės atsistatymas įvyko daugmaž po dešimties metų. Chironomidų taip pat šiek tiek sumažėjo, tačiau skirtingai nei gastopodų, *sphaerida* ir tubufeksų grupių, jų biomasės pokytis neatsistatė į stabilų kontrolinio modeliavimo būseną. Lydekos visiškai išnyko iškart po chemikalo išsiliejimo, tačiau jų dalinis atsistatymas, kaip chemikalas neveikė aplinkos, įvyko gana greitai (apytikusiai po vieno mėnesio). Visiškas biomasės atsistatymas įvyko po aštuonių metų. Ešerių biomasė taip pat labai sumažėjo paveikus herbicidui. Jos atsistatymas nesubrendusiems ešeriams ir subrendusiems buvo pertrauktas keturių metų laiko intervalo. Ešerių atvejų, biomasės pokyčių svyravimai peraugo į didelės amplitudės ciklus. Daugiau mažiau pilnas ekosistemos atsigavimas po poveikio įvyko praėjus dešimtmečiui.

Septintojo scenarijaus, biomasės skirtumo tarp chemikalo sudrumstos ir kontrolinės ekosistemos, kuri nebuvo paveikta chemine medžiaga, grafikai (IV priedas, 86-100 pav.) rodo taip pat smarkius melsvadumblių suklestėjimo laikotarpius. Tiesa, žemiau Panevėžio šis reiškinys nepasitaikė. Bestuburiai ir žuvis į labai didelės koncentracijos ir labai staigų insekticido aplinkoje pasirodymą, o paskui labai staigų jos išnykimą, reagavo tokiomis kryptimis kaip ir ketvirtame scenarijuje tik daug stipriau. Ekosistemos atsistatymas po tokio chemikalo poveikio vidutiniškai įvyko po dvylikos – penkiolikos metų. Tačiau, kai kuriems organizmams pilnai atsistatyti modeliavimo laikotarpio nepakako. Pavyzdžiui, *polypedium* grupė išsibalansavo į didelės amplitudės, teršalo paveiktos ekosistemos biomasės skirtumo nuo

kontrolinės ekosistemos, ciklus. O nesubrendusių ešerių grupė, trijose pirmose modeliuojamose atkarpose, nepasiekė savo turėtos biomasės per visą modeliavimo periodo, 20 metų laikotarpį. Tačiau apatinėse modeliuojamose atkarpose, modeliavimo pabaigoje, ši grupė žymiai viršijo savo turėtą biomasę.

5.4. Pesticidų poveikio ekosistemai ekologinės rizikos vertimas

5.4.1. Perifitonas

Poveikio vertinimas ekosistemos grupėms, tiek pirmo, tiek antro scenarijaus neapibrėžtumų bei biomasės sumažėjimo rizikos grafikai neparodė beveik jokio poveikio perifitoninių diatomų grupei (V priedas, 1-6 pav.). Perifitoninių žaliadumblių atveju, skirtumas tarp kontrolinės ekosistemos modeliavimo grafikų ir paveiktos chemikalų yra taip pat nežymus (V priedas, 7-12 pav.). Lygiai tokie pat rezultatai gauti ir melsvadumblių modeliavime (V priedas, 13-18 pav.).

5.4.2. Bestuburiai

Polypedilium grupės neapibrėžtumų ir biomasės sumažėjimo rizikos grafikai (V priedas, 19-24 pav.) rodo mažesnę biomasės sumažėjimą modeliavimo periodo pabaigoje pirmajam scenarijui, tačiau su didesniu neapibrėžtumu. Ir atvirkščiai, antrajam scenarijui, didesnis biomasės sumažėjimas su mažesniu neapibrėžtumu. Biomasės sumažėjimo rizikos grafikas pirmam scenarijui pasislinko nuo ~3,88-4,51% biomasės sumažėjimo intervalo kontroliniame ekosistemos modeliavime iki ~0-3,5% sumažėjimo ekosistemą paveikus pesticidu. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas pirmame scenarijuje buvo ~1,58% mažesnis, nei kontroliniame modeliavime. Tai rodo, kad herbicido “Dicamba” 100 µg/L koncentracija vos apčiuopiamai, tiesioginių ar netiesioginių poveikių pasekoje, padidina polypedilium grupės biomasę. Antrojo scenarijaus modeliavimo rezultatai rodo, kad polypedilium grupė lyginant su kontroline sumažėjo. Nuo ~3,88-4,51% sumažėjimo intervalo kontroliniame ekosistemos modeliavime iki ~9,1-10,5% sumažėjimo ekosistemą paveikus pesticidu. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas antrojo scenarijaus modeliavime buvo ~5,72% didesnis, nei kontroliniame modeliavime. Tai rodo nedidele neigiamą įtaką “Esfenvalerate” insekticido 0,1 µg/L koncentracijos buvimo aplinkoje polypedilium grupei.

Tubifeksų neapibrėžtumų ir biomasės sumažėjimo rizikos grafikai (V priedas, 25-30 pav.), pirmo scenarijaus atveju, rodo biomasės sumažėjimo intervalo poslinkį nuo ~-11,3- -8%

kontrolinėmis sąlygomis, iki ~-88- -31% intervalo, kai chemikalas yra aplinkoje. Vidutiniškai biomasės padidėjimas pirmame scenarijuje buvo ~33,5% didesnis nei kontrolinėmis sąlygomis. Antrojo scenarijaus biomasės sumažėjimo rizikos grafikai rodo biomasės sumažėjimo intervalo poslinkį nuo ~-11,3- -8% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~-155,5- -150,5% intervalo, kai chemikalas yra modeliuojamoje aplinkoje. Vidutiniškai biomasės padidėjimas antrame scenarijuje buvo ~142,3% didesnis nei kontrolinėmis sąlygomis. Tiek “Dicamba” tiek “Esfenvalerate” pesticidas įtakojo tubifeksų pagausėjimą modeliavimo periodo pabaigoje. “Esfenvalerate” insekticido 0,1 µg/L koncentracija įtakojo 4-5 kartus didesnę poveikį tubifeksams, nei tūkstą kartų didesnė “Dicamba” koncentracija. Ganėtinai žymiai skiriasi ir dviejų scenarijų neapibrėžtumų grafikai. Pirmame scenarijuje standartiniai nuokrypiai ir minimumai, maksimumai yra žymiai didesni nei antrame scenarijuje. Tai rodo aplinkos kintamumo įtaka, pesticido poveikiui.

Chironomidų grupės neapibrėžtumų ir biomasės sumažėjimo rizikos grafikai (V priedas, 31-36 pav.), pirmo scenarijaus atveju, rodo biomasės sumažėjimo intervalo padidėjimą nuo ~37,7-38,2% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~35- 43,3% intervalo, kai chemikalas yra aplinkoje. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas pirmame scenarijuje buvo ~1,2% mažesnis, nei kontrolinėmis sąlygomis. Antrojo scenarijaus biomasės sumažėjimo rizikos grafikai rodo biomasės sumažėjimo intervalo poslinkį nuo ~37,7-38,2% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~97,05- 97,115% intervalo, kai chemikalas yra aplinkoje. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas antrajame scenarijuje buvo ~59,27% didesnis, nei kontrolinėmis sąlygomis. Taigi, poveikį chiromonidams darė tik insekticidas “Esfenvalerate”.

Sphaerida grupės neapibrėžtumų ir biomasės sumažėjimo rizikos grafikai (V priedas, 37-42 pav.), pirmo scenarijaus atveju, rodo biomasės sumažėjimo intervalo padidėjimą nuo ~4,2-7% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~-5- 14,2% intervalo, kai chemikalas veikia modeliuojamą aplinką. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas pirmame scenarijuje buvo ~1,5% didesnis, nei kontrolinėmis sąlygomis. Antrojo scenarijaus biomasės sumažėjimo rizikos grafikai rodo biomasės sumažėjimo intervalo poslinkį nuo ~4,2-7% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~-14,8- -9,2% intervalo, kai chemikalas yra modeliuojamoje aplinkoje. Vidutiniškai biomasė padidėjo ~18,2%, nei kad buvo kontrolės galinėje modeliavimo stadijoje. *Sphaerida* grupės, kaip ir chironomidų atvejų, ryškesnis poveikis pasireiškia paveikus “Esfenvalerate” pesticidu.

Gastropoda grupės neapibrėžtumų ir biomasės sumažėjimo rizikos grafikai (V priedas, 43-48 pav.), pirmo scenarijaus atveju, rodo biomasės sumažėjimo intervalo pasislinkimą nuo ~4,9-6,3% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~5,8-6,97% intervalo, kai chemikalas veikia modeliuojamą aplinką. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas pirmame scenarijuje buvo ~0,74%

didesnis, nei kontrolinėmis sąlygomis. Antrojo scenarijaus biomasės sumažėjimo rizikos grafikai rodo biomasės sumažėjimo intervalo poslinkį nuo ~4,9-6,3% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~6,3-8,1% intervalo, kai chemikalas yra aplinkoje. Vidutiniškai biomasė sumažėjo ~1,28%, nei kad buvo kontrolės galinėje modeliavimo stadijoje. Taigi nei vienas nei kitas chemikalas, šiai grupei, didesnio poveikio nepadarė.

Odonata grupės neapibrėžtumų ir biomasės sumažėjimo rizikos grafikai (V priedas, 49-54 pav.), pirmo scenarijaus atveju, rodo biomasės sumažėjimo intervalo praplatėjimą nuo ~10,585-10,65% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~5-14,2% intervalo, kai chemikalas veikia modeliuojamą aplinką. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas pirmame scenarijuje buvo ~4% mažesnis, nei kontrolinėmis sąlygomis. Antrojo scenarijaus biomasės sumažėjimo rizikos grafikai rodo drastišką biomasės sumažėjimo intervalo poslinkį nuo ~10,585-10,65% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~95,46-95,47% intervalo, kai chemikalas veikia aplinką. Vidutiniškai biomasė sumažėjo ~84,87%, nei kad buvo kontrolės galinėje modeliavimo stadijoje. „Esfenvalerate“ insekticidas beveik visiškai eliminuoja *odonata* grupę iš modeliuojamos ekosistemos.

5.4.3. Žuvis

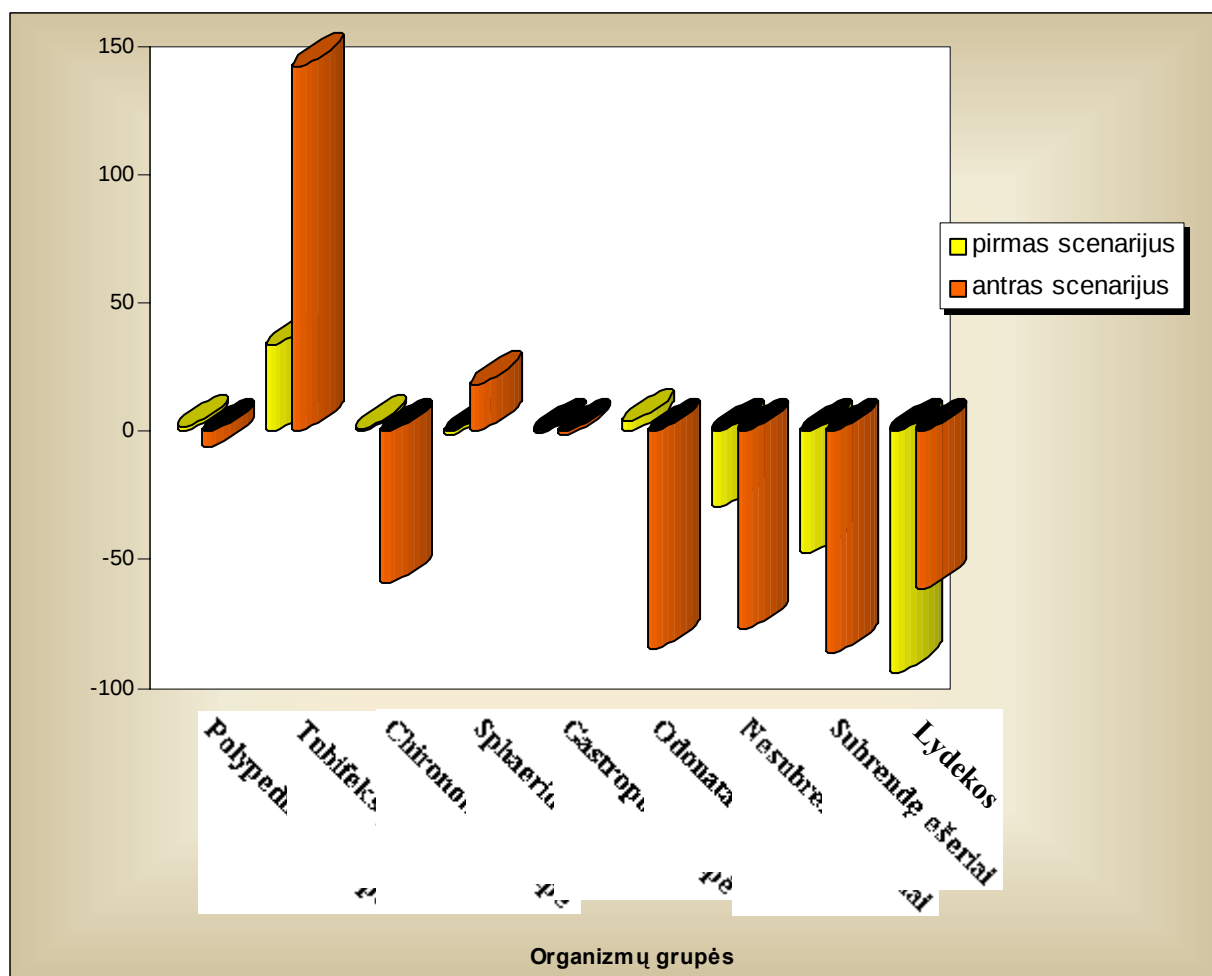
Nesubrendusių ešerių neapibrėžtumų ir biomasės sumažėjimo rizikos grafikai (V priedas, 55-60 pav.), pirmo scenarijaus atveju, rodo biomasės sumažėjimo intervalo žymų pasislinkimą nuo ~-3,9- -3,71% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~15-73% intervalo, kai chemikalas veikia modeliuojamą aplinką. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas pirmame scenarijuje buvo 29,79% didesnis, nei kontrolinėmis sąlygomis. Antrojo scenarijaus biomasės sumažėjimo rizikos grafikai rodo drastišką biomasės sumažėjimo intervalo poslinkį nuo ~-3,9- -3,71% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~70,6-80,6 intervalo, kai chemikalas veikia aplinką. Vidutiniškai biomasė sumažėjo ~77,29%, nei kad buvo kontrolės galinėje modeliavimo stadijoje. Nesubrendę ešeriai, tiesiogiai ar netiesiogiai, buvo gana stipriai paveikti modeliavimui pasirinktų pesticidų. Ypač stipriai buvo paveikti antrojo scenarijaus modeliavime, kur buvo pasirinktas pesticidas „Esfenvalerate“.

Subrendusių ešerių neapibrėžtumų ir biomasės sumažėjimo rizikos grafikai (V priedas, 61-66 pav.), pirmo scenarijaus atveju, rodo biomasės sumažėjimo intervalo pasislinkimą nuo ~-13,5- -11,1% kontrolinėmis sąlygomis, iki ~10-80% intervalo, kai chemikalas veikia modeliuojamą aplinką. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas pirmame scenarijuje buvo ~47,2% didesnis, nei kontrolinėmis sąlygomis. Antrojo scenarijaus biomasės sumažėjimo rizikos grafikai rodo drastišką biomasės sumažėjimo intervalo poslinkį nuo ~-13,5- -11,1% kontrolinėmis

sąlygomis, iki $\sim 71,2-80,3$ intervalo, kai chemikalas veikia aplinką. Vidutiniškai biomasė sumažėjo $\sim 86,5\%$, nei kad buvo kontrolės galinėje modeliavimo stadijoje. Subrendusius ešerius truputį labiau nei nesubrendusius paveikė “Dicamba” pesticido $100 \mu\text{g/L}$ koncentracija, kas gali būti susiję su jų kiek kitokiu mitybos racionu arba tiesioginių toksinių poveikių. Antrojo scenarijaus modeliavime subrendę ešeriai taip pat buvo nežymiai labiau paveikti nei nesubrendę.

Lydekų, tiek subrendusių, tiek nesubrendusių, neapibrėžtumų ir biomasės sumažėjimo rizikos grafikai (V priedas, 67-78 pav.) daugmaž vienodi. Pirmo scenarijaus atveju, jie rodo biomasės sumažėjimo intervalo verčių pasislinkimą nuo ~ -21 - $-20,76\%$ kontrolinėmis sąlygomis, iki $\sim 74-80\%$ intervalo, kai chemikalas veikia modeliuojamą aplinką. Vidutiniškai biomasės sumažėjimas pirmame scenarijuje buvo $\sim 94,04\%$ didesnis, nei kontrolinėmis sąlygomis. Antrojo scenarijaus biomasės sumažėjimo rizikos grafikai rodo biomasės sumažėjimo intervalo poslinkį nuo ~ -21 - $-20,76\%$ kontrolinėmis sąlygomis, iki $\sim 38,2-47,5$ intervalo, kai chemikalas veikia aplinką. Vidutiniškai biomasė sumažėjo $\sim 61,09\%$, nei kad buvo kontrolės galinėje modeliavimo stadijoje. Abiejų modeliėtų scenarijų metu lydekų yra ganėtinai paveikiamos, tiesa pirmojo scenarijaus metu labiau.

5.4.4. Poveikio ekosistemai apibendrinimas



5 pav. Vidutinis biomasės sumažėjimas modeliavimo periodo pabaigoje lyginant su kontrolinio modeliavimo rezultatais. Grafike pavaizduotas procentinis skirtumas.

Iš 5 grafiko matyti, kad tiek pirmame, tiek antrame scenarijuje, ypač nukenčia piramidės viršuje esantys organizmai. Lydekos ir ešeriai neigiamai veikiami abiejų scenarijų metu, tačiau lydekos labiau reaguoja į pirmą scenarijų, kuriame naudojamas pesticidas “Dicamba”, o ešeriai atvirkščiai į antrą, kuriame naudojamas pesticidas “Esfenvalerate”. *Odonata* grupė beveik išnyksta antro scenarijaus modeliavimo pabaigoje, kas rodo šios grupės ypač didelį jautrumą insekticidui “Esfenvalerate”. Chironomidai taip pat jautrus šiam insekticidui. Tubifeksai labai padidino savo biomasę abiejų modeliujamų scenarijų pabaigoje. Tai galėjo atsitikti dėl chemikalų netiesioginio poveikio šiai organizmų grupei. *Polypedilium*, *gastropoda* ir *sphaerida* grupės į modeliujamus scenarijus mažai reagavo. Gal tik išskyrus *sphaerida* grupę, antro scenarijaus modeliavime, kuri padidino savo biomasę. Iš grafiko tai pat galima pasakyti, kad

ekosistema visgi labiau reagavo į insekticido “Esfenvalerate” tūkstantį kartų mažesnę koncentraciją nei į herbicidą “Dicamba”.

Lyginant su literatūriniais duomenimis galima teigti, kad modelis gerai reprezentuoja, tiek “Esfenvalerate” tiek “Dicamba” pesticido toksiškumą. “Esfenvalerate” modeliuojamose ekosistemose buvo ypač toksiškas vandens bestuburiams ir žuvims, kaip ir teigia literatūriniai duomenys. “Dicamba” pesticido toksiškumo aprašymas literatūroje nurodo labai menka šios medžiagos toksiškumą žuvims, kas atsispindi ir sumodeliuotoje ekosistemoje. Tačiau AQUATOX modelis vaizduoja ne tik tiesioginius, bet ir netiesioginius chemikalo ar kokio kitokio stresoriaus poveikius ekosistemai. Tiek pirmo, tiek antro modeliavimo metu labai išauga tubifekso biomasė, ypač smarkiai antro scenarijaus modeliavime. Kiek žinoma tubifekso nėra jautrus nei vienam iš modeliavimams paimtų pesticidų, taigi, jų buvimas aplinkoje tubifeksomis poveikio nedarė. Tačiau dėl pesticidų įliejimo į modeliuojamą ekosistemą sunyko plėšrūnai, kurie jais maitinosi. Antrojo scenarijaus modeliavimo metu buvo paveikti visi tubifekso mitų organizmai (*odonata* grupė, nesubrendę ir subrendę ešeriai), todėl šie dugno bestuburiai labai suklestėjo. Tas pats, tik mažesniu masteliu, atsitiko su *sphaerida* grupe. Pirmo scenarijaus metu tubifekso plėšrūnai buvo paveikti mažiau nei antro, todėl tubifekso biomasės pokytis taip pat mažesnis.

Išvados

1. Remiantis literatūros analize nustatyta, kad vieni tinkamiausių pasaulyje taikomų gėlų vandenų ekosistemų modeliavimui ir ekologinės rizikos įvertinimui modelių yra AQUATOX ir CASM modeliai. Šie modeliai gali būti pritaikyti ir Lietuvos gėlų vandenų ekosistemoms.
2. Remiantis Nevėžio upės paskaičiuotais cheminių-fizinių parametrų koeficientais nustatyta, kad vandens tarša žemiau Panevėžio daugeliu atveju padidėjo 1993-2002 metu periodu, o iš temperatūros pokyčių koeficientų nustatyta, kad vanduo visoje Nevėžio upėje 1993-2002 metu periodu šiltėjo.
3. Atliktas koreliacijų paskaičiavimas bei analizė tarp fitoplanktono ir cheminių-fizinių upės parametrų parodė, kad koreliacijų panaudojimas atskirti indikatorines upės fitoplanktono rūšis buvo netinkamas. Tai galima siekti su duomenų trūkumu bei fitoplanktono vaidmeniu upės ekosistemoje.
4. Nustatyta, kad iš aplinkosaugos institucijų kaupiamų biologinių duomenų galima sumodeliuoti tik hipotetinę upės ekosistemą, nes duomenys buvo rinkti nesistemiškai, o kai kurie upei svarbūs biologiniai upės parametrai nebuvo išvis matuojami (perifitonas).
5. Atliktas hipotetinis chroniško pesticidų poveikio modeliavimas parodė, kad pesticido poveikis ekosistemai pasireiškia, tiek tam tikrų modeliujamų grupių sumažėjimu, dėl tiesioginio toksiško chemikalo poveikio, tiek tam tikrų modeliujamų grupių padidėjimu ar perėjimą į ciklinius biomasės, skirtumo nuo kontrolinio modeliavimo, svyravimus, dėl netiesioginio pesticido poveikio.
6. Atlikus ūmaus toksiškumo poveikio modeliavimus, paveikiant ekosistemas kelias dienas labai didele teršalo koncentracija, parodė, kad vidutiniškai ekosistemai atsistatyti į kontrolės būseną, daugeliui organizmų grupių prireikė apie dešimt ar daugiau metų. Kai kurioms grupėms atsistatyti neužteko dvidešimties metų modeliavimo periodo.
7. Atliktas ekologinės rizikos modeliavimas AQUATOX nustatė tiek tiesioginį, tiek netiesioginį pesticidų poveikį upės ekosistemai. Taip pat AQUATOX modelis įkomponavo aplinkos parametrų kintamumą į ekosistemos modeliavimą. Todėl modelis yra tinkamas realistiškai įvertinti ekologinę riziką gėlo vandens ekosistemai.
8. Nors ir buvo įkomponuoti cheminių-fizinių Nevėžio upės parametrų esami monitoringo duomenys į AQUATOX modelį, sumodeliuota ekosistema negalėtų būti taikoma įvertinti realius pesticidų poveikius Nevėžio ekosistemai, kadangi modeliujant upės ekosistemą, nebuvo atsižvelgta į upės biotinius parametrus.

Literatūros sąrašas

Bartell, S.M., R.H. Gardner, and R.V. O'Neill. 1988. An integrated fates and effects model for estimation of risk in aquatic systems. In *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Vol. 10*, ASTM STP 971. American Society for Testing and Materials, Philadelphia. pp. 261–274.

Bartell M. S., ir kiti, 1999. An ecosystem model for assessing risk in Quebec Rivers, lakes, and reservoirs, 124 (1999): 43-67

Benndorf, J., R. Koschel, and F. Recknagel. 1985. The pelagic zone of Lake Stechlin: An approach to a theoretical model. In *Lake Stechlin: A Temperate Oligotrophic Lake*. J. Casper (Ed.). Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. pp. 433–453.

Clough S. J., 2004. AQUATOX (Release 2) Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems Release 2, Volume 3: User's manual for the basins (Version 3.1) Extension to AQUATOX Release 2. United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4305), Washington D.C.

David J., ir kiti, 2003. Handbook of Ecotoxicology second edition // Lewis Publishers CRC Press LLC Chapter 36-37

Duarte, P. and J.G. Ferreira. 1997. Dynamic modeling of photosynthesis in marine and estuarine ecosystems. *Environ. Model. Assess.* 2:83–93.

Emlen, J.M., D.C. Freeman, M.B. Bain, and J. Li. 1992. Interaction assessment II: a tool for population and community management. *J. Wildl. Manage.* 56:708–717.

Ferreira, J.G. 1995. EcoWin — an object-oriented ecological model for aquatic ecosystems. *Ecol. Model.* 79:21–34.

Gailiušis B., ir kiti, 2001 . Lietuvos upės: hidrografija ir nuotėkis. Kaunas, Lietuvos energetikos institutas

Hanratty, M.P. and F.S. Stay. 1994. Field evaluation of the littoral ecosystem risk assessment model's predictions of the effects of chlorpyrifos. *J. Appl. Ecol.* 31:439–453.

- Janse, J.H. and L. van Liere. 1995. PCLAKE: a modelling tool for the evaluation of lake restoration scenarios. *Water Sci. Technol.* 31:371–374.
- Jones, M.L., J.F. Koonce, and R. O’Gorman. 1993. Sustainability of hatchery-dependent salmonine fisheries in Lake Ontario: the conflict between predator demand and prey supply. *Trans. Am. Fish. Soc.* 122:1002–1018.
- Jones R., ir kiti 2004. Overview of the Ecological Risk Assessment Process in the Office of Pesticide Programs. United States Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Office of Pesticide Programs. Washington D.C
- King S. R., Richardson J. C., 2003. Integrating Bioassessment and Ecological Risk Assessment: An Approach to Developing Numerical Water-Quality Criteria // *Environmental Management*, Vol. 31, No.6, pp.795-809
- Koonce, J.F. and A.B. Locci. 1995. Lake Erie Ecological Modeling Project. Final Report on Phase II Development of the Lake Erie Ecosystem Model. International Joint Commission, Windsor, Ontario.
- Landis G. W., Yu Ming-Ho, 1999. Introduction to Environmental Toxicology Impacts of Chemicals Upon Ecological Systems Second Edition // Lewis Publishers CRC Press LLC Chapter 11
- Lu H., ir kiti, 2003. Development and application of computer simulation tools for ecological risk assessment // *Environmental Modeling and Assessment* 8: 311-322, 2003
- McIntire, C.D. and J.A. Colby. 1978. A hierarchical model of lotic ecosystems. *Ecol. Monogr.* 48:167–190.
- Naito W., ir kiti, 2003. Evaluation of an ecosystem model in ecological risk assessment of chemicals // *Chemosphere* 53 (2003) 363-375

Park A. R., ir kiti 2004. AQUATOX (Release 2) Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems, Volume 1: User's manual. United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4305), Washington D.C.

Park A. R., & S. Clough S. J., 2004. AQUATOX (Release 2) Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems, Volume 2: Technical documentation. United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4305), Washington D.C.

Parker P., ir kiti, 2002. Progress in integrated assessment and modeling // Environmental Modeling & Software 17 (2002) 209–217

Pastorok A. R., ir kiti, 2002. Ecological Modeling Risk Assessment Chemical Effects on Populations, Ecosystems and Landscapes // Lewis Publishers CRC Press LLC

RETEC group, 2002. Final Baseline: Human Health and Ecological Risk Assessment Lower Fox River and Green Bay, Wisconsin Remedial Investigation and Feasibility Study. Remediation Technologies, Inc.

Salencon, M.J. and J.M. Thebault. 1994. Simulation model of a mesotrophic reservoir (Lac Pareloup): MELODIA, an ecosystem management model. Ecol. Model. 84:163–187.

Suter, G.W., II, 1993. Ecological Risk Assessment. Lewis Publishers, Chelsea, Mich.

Suter, G.W., II, 1996. Risk Characterization for Ecological Risk Assessment of Contaminated Sites. Environmental Restoration Risk Assessment Program Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Tennessee.

Suter, G.W., II, ir kiti, 2000. Ecological Risk Assessment for Contaminated Sites // Lewis Publishers CRC Press LLC

Tanaka Y., 2003. Ecological risk assessment of pollutant chemicals: extinction risk based on population-level effects // Chemosphere 53 (2003) 421-425

Umgiesser G., it kiti, 2003. A finite element ecological model: a first application to the Venice Lagoon // Environmental Modelling & Software 18 (2003) 131–145

U.S. EPA, 1992. Framework for Ecological Risk Assessment // United States Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum. Washington D.C.

U.S. EPA, 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment // United States Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum. Washington D.C.

U.S. EPA. 2000a. AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems — Volume 1: User's Manual. EPA-823-R-00-006.

U.S. EPA. 2000b. AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems — Volume 2: Technical Documentation. EPA-823-R-00-007.

U.S. EPA. 2000c. AQUATOX for Windows: A Modular Fate and Effects Model for Aquatic Ecosystems — Volume 3: Model Validation Reports. EPA-823-R-00-008.

Voinov, A., H. Voinov, and R. Costanza. 1999. Landscape modeling of surface water flow: 2. Patuxent watershed case study. *Ecol. Model.* 119:211-230.

Wolfe, J.R., R.D. Zweig, and D.G. Engstrom. 1986. A computer simulation model of the solar-algae pond ecosystem. *Ecol. Model.* 34:1–59.

Naudotasi tinklalapiais:

<http://www.algaebase.org/>

<http://www.epa.gov/>

<http://www.pesticideinfo.org/>

<http://infoventures.com/e-hlth/pesticide/>

<http://extoxnet.orst.edu/pips/>

<http://am.aaa.lt>

Santrauka

Ekologinės rizikos vertinimas visame pasaulyje (ypač Jungtinėse Amerikos Valstijose) tampa vis labiau naudojamu būdu, įvertinti būsimą žalą aplinkai, planuojant, kokią nors ūkinę veiklą. Lietuvoje taip pat buvo atlikti keletas ekologinio rizikos vertinimo procesų, tačiau tiek žmonių, dirbančių šioje srityje, tiek žinių, apie šį procesą, mūsų šalyje labai trūksta. Šiuo darbu ir norėta išsiaiškinti metodus ir modelius, naudojamus ERV, bei įvertinti vieno jų panaudojimo galimumą. Modeliavimui buvo pasirinktas AQUATOX modelis, kadangi šis modelis literatūroje buvo nurodomas kaip vienas geriausių gėlo vandens ekosistemų rizikos vertinimui atlikti. Bandant suparametruoti šį modelį Nevėžio upės ekosistemai, buvo susidurta su gana dideliu biologinių duomenų trūkumu. Todėl sumodeliuota ekosistema atspindi daugiau hipotetinę, nei realią upės biotą. Upės fitoplanktono duomenys, nors ir prieinami, į modelį nebuvo įkomponuoti dėl per didelio komplikotumo ir neaiškaus patikimumo. Ekosistemos poveikiui į tam tikrus pesticidus buvo pasirinkti keletas scenarijų įvertinti: tiek chromišką, tiek aštrų chemikalų poveikius ir taip pat ekologinę riziką. Modelis gerai reprezentavo pesticidų tiesioginius ir netiesioginius poveikius ekosistemai.

Summary

Ecological risk assessment becoming more and more used approach, all around the world (especially in United States), to assess oncoming damage to environment, when planning new activities. There have been performed several ecological risk assessment processes in Lithuania. However, there is great lack of specialists and knowledge regarding to this field in our country. Therefore this work is concentrated on clearing ecological risk assessment methods and models, moreover evaluation feasibility one of them. AQUATOX model has been chosen, because this model was recommended as one of the most suitable for modeling fresh water ecosystems and assessing ecological risk in literature. There has been faced with great lack of biological data, when trying to parameterize model for Nevezis. There by modeled ecosystem represents more hypothetical river biota than real one. The data of river phytoplankton haven't been incorporated to the model, even have been accessible. This was done due to high complexity and questionable reliability of phytoplankton data. For assessing chronic and sharp effects of some pesticides and ecological risk to ecosystem, several scenarios have been developed. Model well simulated direct and indirect effects of pesticides to ecosystem.

