



Pētniecības projekts

Mežaudzes sniegto pakalpojumu novērtējums uz saldūdens ekosistēmām

Gala atskaite

Pasūtītājs:

Latvijas vides aizsardzības fonda administrācija

Izpildītājs:

Latvijas Lauksaimniecības universitāte, Meža fakultāte

Līguma Nr.:

1-20/120

Iesaistītie pētnieki:

Līga Liepa, Mg.silv., pētniece, projekta vadītāja

Inga Straupe, Dr.silv., vadošā pētniece

Jānis Krūmiņš, Dr.silv., vadošais pētnieks

Mārcis Saklaurs, Mg.sc.ing., pētnieks



Jelgava, 2014

Saturs

Saturs	2
Ievads	3
1. Ainavas ekoloģiskais novērtējums, ieskaitot mežu ekosistēmu gar ūdenstecēm identificēšanas un novērtēšanas metodikas izveidi, izmantojot aerolāzerskenēšanas (ALS) un aerofotogrāfēšanas (ADS) tehnoloģijas.	4
1.1. Aerolāzerskenēšanas (ALS) un aerofotogrāfēšanas (ADS) datu apstrādes un analīzes metožu izpēte, nepieciešamo datu struktūru un precizitāti mežu ekosistēmu gar ūdenstecēm novērtēšanas un ainavas telpiskā izvietojuma novērtēšanas vajadzībām.	4
1.2. ALS un ADS datu apstrādes un analīzes metodes.	6
1.3. Metodikas izstrāde upju un to krastos esošo mežu ekosistēmu identificēšanai un novērtēšanai.	8
1.4. Rekomendācijas upju un to krastos esošo mežu ekosistēmu identificēšanai un novērtēšanai.	11
2. Lauku darbu veikšana, teorētiskās bāzes iegūšana un zināšanu apkopošana par meža un saldūdens ekosistēmu vērtībām (ieskaitot bioloģisko daudzveidību) Latvijas mērogā.	15
2.1. Literatūras apskats – pašreizējās situācijas novērtējums.	15
2.2. Ūdens ķīmisko rādītāju apkopojums	18
2.3. Datu matrica ar ievāktajiem veģetācijas novērtējuma datiem.	19
2.4. Datu matrica ar ievāktajiem kokaudzes novērtējuma datiem.	19
3. Priekšlikumu un metodikas izstrāde par ekosistēmu pakalpojumu vērtību noteikšanu meža un saldūdens ekosistēmu kopumam	20
3.1. Apkopojums par ievāktajiem veģetācijas, kokaudzes un atmirušās koksnes datiem.	20
3.2. Rezultātu interpretēšana, datu statistiskā apstrāde	20
3.3. Meža un saldūdens ekosistēmu kvalitātes salīdzinājums un novērtējums	26
3.4. Metodikas izstrāde par ekosistēmu pakalpojumu vērtību noteikšanu meža un saldūdens ekosistēmās.	32
4. Veiktie publicitātes pasākumi	65

Ievads

Latvijā teritoriju klāj aptuveni 55 % meža zemju un tās caurvij 777 upes, kuras garākas par 10 km. Kopējais upju garums, ieskaitot arī pašas mazākās upes, ir 37 500 km. To skaits, iekļaujot arī strautus, valkus, urgas un lielus grāvjus kopumā veido 12,5 tūkstošus. Latvijā veidojas skaitliski daudz ūdensteču un mežu saskares vietas. Minētās vietas veido specifiskus apstākļus, kurus ietekmē gan meža un upju ekosistēmas atsevišķi, gan to savstarpējā mijiedarbība. Dažādu antropoloģisku faktoru ietekmē vai gluži pretēji - dēļ to neesamības, jau gadu desmitus ūdensteču krastos veidojas meži ar dažādu vecumstruktūru, koku, krūmu, lakstaugu, sūnu un ķērpju sugu sastāvu, mikroklimatu, atmirušās koksnes daudzumu un dimensijām, kā arī citiem būtiskiem elementiem. Nereti ūdensteču krastos esošajās mežaudzēs apvienojoties dažādiem raksturīgiem elementiem, tās tiek klasificētas kā biotopi. Tādējādi nosakot minētajām teritorijām dabas aizsardzību kā prioritāti. Savukārt, pārējās ūdensteču krastu teritorijas tiek atstātas brīvākai sabiedrības vai īpašnieka izvēlei par to nākotnes attīstību.

Neatkarīgi no mežaudžu ekspluatācijas līmeņa, sabiedrība mežaudzēm upju krastos piešķir īpašu nozīmi, kā arī tās izmanto dažādiem mērķiem. Dabas aizsardzība un vides saglabāšana var būt kā viens no galveniem izmantošanas mērķiem. Tomēr vienlaicīgi pastāvot sabiedrības vēlmju daudzpusībai, ekosistēmām tiek izvirzītas arī sociāla un ekonomiska rakstura intereses. Nereti upju krastos esošās mežaudzes var sniegt pakalpojumus arieguvumiem gan sociālai sfērai, gan dabas aizsardzībai un ekonomikai.

Zinātniskā pētījuma mērķis ir izstrādāt rekomendācijas un metodiku mežaudzes sniegto pakalpojumu novērtēšanai uz saldūdens ekosistēmām un to integrēšanai dabas aizsardzības un teritorijas plānošanas procesos.

Lai sasniegtu nosprausto mērķi, pētījumā izvirzīti šādi darba uzdevumi:

1. Veikt ainavas ekoloģisko novērtējumu, ieskaitot mežu ekosistēmu gar ūdenstecēm identificēšanas un novērtēšanas metodikas izveidi, izmantojot aerolāzerskenēšanas (ALS) un aerofotogrāfēšanas (ADS) tehnoloģijas.
2. Lauku darbu veikšana, teorētiskās bāzes iegūšana un zināšanu apkopošana par meža un saldūdens ekosistēmu vērtībām (ieskaitot bioloģisko daudzveidību) Latvijas mērogā.
3. Priekšlikumu un metodikas izstrāde par ekosistēmu pakalpojumu vērtību noteikšanu meža un saldūdens ekosistēmu kopumam.
4. Veikt rezultātu publicēšanu.

1. Ainavas ekoloģiskais novērtējums, ieskaitot mežu ekosistēmu gar ūdenstecēm identificēšanas un novērtēšanas metodikas izveidi, izmantojot aerolāzerskenēšanas (ALS) un aerofotogrāfēšanas (ADS) tehnoloģijas.

1.1. Aerolāzerskenēšanas (ALS) un aerofotogrāfēšanas (ADS) datu apstrādes un analīzes metožu izpēte, nepieciešamo datu struktūru un precizitāti mežu ekosistēmu gar ūdenstecēm novērtēšanas un ainavas telpiskā izvietojuma novērtēšanas vajadzībām.

Pasaulē ir palielinājusies pieeja augstas izšķirtspējas multi-spektrāliem attēliem. Ar vien attīstās jaunas tehnoloģijas, piemēram, objektorientētu attēlu klasificēšana, kas pieļauj automatizēt augstas izšķirtspējas attēlu klasifikāciju, ko salīdzinoši nesen to varēja veikt tikai ar dārgu manuālu digitalizēšanu. Palielinoties aerolāzerskenēšanas (ALS) vai biežāk literatūrā lietotā termina LIDAR (no *gaisa* veikta lāzera altimetrija - augstuma mērīšana) datu pārklājumam ir iespējas attīstīt ekosistēmu pakalpojumu kartēšanu un vērtēšanu (Troy A., Wilson 2006).

LiDar (arī raksta LIDAR vai LiDAR) ir attālās skanēšanas tehnoloģija, kas mēra attālumu līdz apgaismotajam mērķim ar lāzeru un analizējot atstaroto gaismu. LIDAR akronīms nozīmē gaismas uztveršana un klasificēšana (Light Detection And Ranging) (NOAA 2013). LIDAR termins tika izveidots no vārdiem gaisma (*light*) un skaneris (*radar*) (Ring 1963, Cracknell 2007).

LIDAR ir ļoti populāra tehnoloģija, lai veidotu augstas izšķirtspējas kartes tādās zinātnes disciplīnās kā ģeomātika (geomatics), arheoloģija, ģeogrāfija, ģeoloģija, ģeomorfoloģija, seizmoloģija, mežzinātne, attālaļā skanēšanā, atmosfēras fizikā (Cracknell 2007), kartogrāfijā un augstuma mērīšanā.

Ar vien plašāk meža monitorēšanai izmanto LIDAR datus, kas ievākti gan no gaisa, gan zemes. Specifiska mežu modelēšana tiek izmantota dažādiem mērķiem kā pētījumiem par mežu un ūdensteču saskarsmes vietām, to atbilstību un ilgstspējību straujteču biotopu un lašu nārsta vietu nodrošināšanai (Ball 2010). Pētnieki ir atklājuši LIDAR unikālo un piemēroto atbilstību ar mežu saistītai izpētei. Būtiska LIDAR priekšrocība ir mērījumu atkārtojamība esošajiem novērojumiem, kas ir īpaši svarīgi salīdzinot ar lauku darbos veiktajiem novērojumiem. Kā arī nozīmīgi, ka izmantojot LIDAR ir iespējas aptvert lielas platības vienlaicīgi un pietiekoši ātri. Augstas izšķirtspējas datu izmantošana un mežā notiekošo procesu modelēšana palīdz noteikt vainaga klājuma indeksu (*Leaf Area Index*) vai arī tā formu. Izmantojot minēto tehniku ir iespējas noteikt koka stumbra diametru krūšu augstumā. Izmantojot minētos datus meža apsaimniekošanas lēmumu pieņemēji var noteikt potenciālo koksnes apjomu, teorētisku dažādu abiotisko faktoru ietekmi un labāku izpratni par meža un ūdensteču saskarsmes vietām. (Zheng et.al. 2013, Popescu 2007, Hopkinson et.al. 2004).

Izmantojot LIDAR un ar to iegūtos datus ir iespējas izveidot ļoti augstas izšķirtspējas reljefa virsmu. To, savukārt var izmantot, lai modelētu ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanu, piemēram, kokaudzes biomasas noteikšana (Drake et al., 2003), koku augstuma, esošo krājas un šķērslaukuma noteikšana (Dubayah un Drake 2000), virszemes oglekļa apjomu (Patenaude et al, 2004), ūdensteču un krasta joslu ģeomorfoloģiju (French 2003; Lohani un Mason, 2001).

Nākotnē paaugstinot kvalitāti un pieejamību neliela mēroga sociāliem, ekonomiskiem, normatīviem un infrastruktūras telpiskajiem datiem, būs iespēja tos izmantot ekosistēmu pakalpojumu un ainavas telpiskā izvietojuma novērtēšanas procesā. Pašreiz minētos datus ir problemātiski izmantot, jo trūkst pietiekamu pētījumu par to pārveidošanu nepieciešamajā formātā (telpiskā, monetārā). Bet līdz ko tiks vairāk veikti novērtēšanas pētījumi gan sociāli - ekonomiskā, gan demogrāfijas, gan likumdošanas virzienā, tie būs ļoti vērtīgi un vērtīgi ņemami (Troy A., Wilson 2006).

Līdz ar *Millennium Ecosystem Assessment* 2005.gadā ir veikti virkne apjomīgi un specifisku pētījumu, lai noskaidrotu sociāl-ekonomisku un vides jautājumu risināšanu telpā un pārvēršanu monetārā veidā.

Veicot tālāku zinātnisko darbu ir iespējas nodrošināt lēmumu pieņēmējus gan privātajā, gan valsts sektorā ar atbalsta rīkiem ekosistēmu kartēšanā. Tas ļautu identificēt kritiskās teritorijas ekosistēmu pakalpojumu sniegšanā, t.sk., mežu ekosistēmu novērtēšanā gar ūdenstecēm. Lai nodrošinātu minēto kartēšanu, izmantojot atbalsta rīkus, ir nepieciešams augstas precizitātes un pareizības telpiskie dati, kā arī uzticamu informāciju par ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanu. Tomēr tā kā gandrīz jebkura teritorija var sniegt virkni ekosistēmu pakalpojumu, ir izaicinājums noteikt, kā pārvaldīt teritorijas tādā veidā, lai palielinātu sabiedrībai sniegto vērtību, tai pat laikā samazinot visas teorētiski zaudētās tirgus iespējas (Troy A., Wilson 2006).

Apvienojot vertikālo aerofogrāfēšanu un LIDAR ir iespējas iegūt plašu un kvalitatīvu informāciju karšu izgatavošanai. Kartējot un apstrādājot augstas kvalitātes ģeotelpiskos datus, tos var izmantot ļoti plaši, t.sk., upju un to krastos esošo mežaudžu dinamikas pētījumos un tālāku apsaimniekošanas metožu pielietošanā (Chao 2011). Atsevišķi salīdzinot abas tehnoloģijas, izmantojot LIDAR var ietaupīt ļoti lielus līdzekļu resursus un laiku, kas sniedz iespēju ļoti ātri attīstīt augstas precizitātes un blīvuma digitālos novērtēšanas modeļus (Zan-fu 2010).

Attīstoties LIDAR tehnoloģijām un to precizitātei no sākotnējās izšķirtspējas 50 līdz 200m metru pikseļiem, pašreiz ir jau pieejami 0,5 līdz 2m lieliem pikseļiem. Tas sniedz attīstīt dažādiem pētnieciskiem uzdevumiem piemērotus modeļus, piemēram, hidroloģijas ietekmes modelim (Kuglerová et.al. 2014). Tas sniedz iespēju izgatavot kartes, ko varētu pielietot ikdienas meža apsaimniekošanā, bet tai pat laikā esot pieejamai šādai teknikai ir izaicinājumi attīstīt datu apstrādi, izvēli un to analīze pielietojamos aprēķinus (Agren et al., 2014). Lai noskaidrotu aerofogrāfēšanas un aerolāzerskenēšanas datu veidus, kvalitāti un to pielietošanu, tika aplūkoti dažādi pētnieciskie darbi. Daļa no pētījumiem ir tieši saistīti ar ūdenstecēm un mežu ekosistēmu saskarsmes vietām. Pētījumos ir pielietotas dažādas metodes un datu precizitātes (1.1. tabula).

1.1. tabula

Piemēri par upju un to krastos esošo mežaudžu raksturīgajām pazīmēm, izmantojot attālo izpēti

Pētījumi	Pielietotie dati	Izšķirtspēja	Automātiska klasifikācija	Mežaudzes upju krastu joslā			Krusta zonas raksturīgās īpašības	
				Augstums (Extent)	Veģetācija	Sastāvs	Platums	Novietojums
Lonard u.c. (2000) un Weber un Dunno (2001)	Aerofoto	<1m		X	X			
Akashah u.c. (2008)	Aerofoto	50cm	X	X	X			
Booth u.c. (2007)	Aerofoto (UAV)	2cm		X	X		X (stream)	X (stream)
Narumalani u.c. (1997)	Landsat TM	30cm	X	X				X (waterbodies)
Johansen un Phinn (2006)	Landsat ETM +/- IKONOS	8-60m/5m	X	X	x	X		
Goetz u.c. (2003)	IKONOS	5m	X	X				X (stream)
Johansen u.c. (2010) un Johansen u.c. (2011)	LiDAR	0,5m	X	x		X	x	X
Wasser u.c. (2013)	LiDAR	1,8m				x		

Ir veikti daudz dažādi pētījumi citu ekosistēmu pētīšanai, izmantojot gan LIDAR, gan aerofotogrāfēšanu. Pētnieki ir guvuši un attēlojuši dažādas atziņas un metodes, kuras pie dažādu

datu pieejas var izmantot upju krastos esošo mežu monitorēšanai. Turpmāk ir norādīti daži pētījumi, kur pielietotas minētās tehnikas:

- Michel (2010) izmantojot atkārtoto fotografēšanu ir attīstījis novērtēšanas metodi augu sabiedrībām. Veikta kvalitatīvu datu ievākšana. Klasifikācija veikta manuāli un pamatota uz objektiem. Secinājums - piemērota kvantitatīvam veģetācijas monitoringam.
- Wulder (2009), izmantojot satelīta uzņēmumus (Landsat un LIDAR), analizējis mežaudžu struktūras pirms un pēc meža ugunsgrēkiem. Veikta kvantitatīva datu ievākšana. Analīze veikta pikseļu un laukumu līmenī. Secinājums - LIDAR ir ļoti labi izmantot pēc meža ugunsgrēku datu ievākšanai.
- Platt (2009), izmantojot aerofogrāfēšanu, novērojis koku vainagu izmaiņas. Veikta kvantitatīva analīze. Klasifikācija pamatota uz objektiem.
- Pringle (2009), izmantojot aerofogrāfēšanu un satelītattēlus (Quickbird), novērtējis apdraudētos biotopus. Veikta kvantitatīva analīze, klasifikācija veikta objektu un pikseļu līmenī.
- Nagler (2009), izmantojot aerofotogrāfijas un sekundāri satelītattēlus (Landsat/MODIS), veicis hidroloģijas un veģetācijas monitoringu. Veikta kvantitatīva analīze. Manuāla klasifikācija, kā arī datu analīze pikseļu līmenī.

1.2. ALS un ADS datu apstrādes un analīzes metodes

Pasaulē ir pazīstami dažādi pētījumi kā novērtēt ūdensteču krasta joslu, izmantojot attālās izpētes tehniku. Šobrīd tiek attīstīta gan automātiska datu klasifikācija, gan pieeja, kad izmanto operatora interpretāciju par datiem. Ļoti daudzos pētījumos iepriekš par pamatu tika izmantotas aerofotogrāfijas. Tomēr pieaugot ļoti augstas izšķirtspējas satelītattēlu pieejamībai (IKONOS*, QuickBird* un GeoEye-1*), aero LiDAR datiem, lielākām datoru jaudām un jauniem *geomatic* procesiem, ļauj iegūt un apstrādāt informāciju, kas ir ievērojami lētāka, aizvietoājama (kopējama) un pilnībā automatizējama krasta joslu monitorēšanai.

* IKONOS ir komerciāls Zemes novērošanas satelīts. Tas ir pirmais satelīts, kas ievāc publiski pieejamus augstas izšķirtspējas datus ar rezolūciju no 1 līdz 4 metriem. Tas piedāvā multispektrālos un panhromātiskus (melns un balts) attēlus. Uzsākot IKONOS darbību, tas tika nosaukts kā viens no būtiskākajiem sasniegumiem kosmosa izmantotības vēsturē.

* QuickBird ir komerciāls augstas izšķirtspējas Zemes novērošanas satelītu, kas pieder kompānijai DigitalGlobe tā darbību uzsāka 2001.gadā. Ar 2008.gadu tas aktīvi uzsāka reālu darbu. QuickBird izmanto *Ball Aerospace's Global Imaging System 2000* (BGIS 2000). Satelīts ievāc panhromātiskus attēlus ar izšķirtspēju 61 centimetrs un multispektrālos attēlus no 2,44 metru izšķirtspēju (satelīts ir 450km augstumā) līdz 1,63 metru izšķirtspēju (350km augstumā) (DigitalGlobe 2014). Pieminētajā izšķirtspējā tādas detaļas kā ēkas, infrastruktūras objekti vai individuāli augoši koki ir ļoti viegli pamanāms. Tomēr minētā rezolūcija ir nepietiekama, lai strādātu ar mazākiem objektiem, piemēram, krūmu sugu noteikšanai. Attēlus var pārvietot uz attālās izpētes attēlu apstrādes programmatūru, kā arī ievietot globālās informācijas sistēmā tālākai informācijas apstrādei. Iegūtos attēlus ir iespējams izmantot kā fona attēlus dažādās karšu apstrādes programmās, piemēram, Google Earth un Google Maps.

* GeoEye-1 nodrošina panhromātiskos attēlus ar 0,41 m izšķirtspēju un multispektrālos ar 1,65 m izšķirtspēju.

Izmantojot LiDAR datus ar var iegūt trīsdimensionāli atainojumu plūdu ietekmes zonai un upju krasta joslas raksturojumu. Nosacījums ir izmantot LiDAR datus ar lielu punktu blīvuma pārklājumu. Liela daļa upju krasta joslu pētījumos LiDAR dati tiek izmantoti tos izmantojot topogrāfijas un ģeomorfoloģijas izpētē.

Pētījumi apliecina LiDAR datu izmantojamību upju piekrastes veģetācijas novērtēšanā, galvenokārt pētot kokaudzi. Tikai daži pētījumi norāda LiDAR datu izmantošanas potenciālu, lai novērtētu citas ekoloģiskās raksturīgās pazīmes upju krastos.

A. Michez (2013) upju krasta joslu raksturošanai pielietoja LiDAR kombinējot ar OBIA (eCognition Developer*) un klasisko GIS (ArcInfo toolboxes).

* eCognition Developer var piemērot visiem attālās izpētes uzdevumiem, piemēram, veģetācijas kartēšanu, pazīmju izdalīšanu, izmaiņu atklāšanu un objektu atpazīšanu. Nodrošina uz objektu balstītu analīzi no visiem plaši zināmiem datu avotiem kā no vidējas līdz augstas izšķirtspējas satelītu attēliem, no augstas līdz ļoti augstas izšķirtspējas aerofotografijām, LIDAR, skeneru un pat hiperspektrālajiem datiem (vairāk kā cilvēka acs spēj izšķirt).

* ArcGIS ir ģeogrāfiskās informācijas sistēma (ĢIS) darbam ar kartēm un ģeogrāfisko informāciju. To izmanto: karšu izveidošanai un izmantošanai; ģeogrāfisko datu apkopošanai; karšu informācijas analīzei; ģeogrāfiskās informācijas izplatīšanai un atklāšanai; karšu un ģeogrāfiskās informācijas izmantošana dažādās lietotāj programmās; ģeogrāfiskās informācijas uzglabāšanai, apstrādei un izmantošanai datu bāzēs.

* TreeVaW lietotāj programmu pielieto, lai izmantotu meža inventarizācijas datus individuālā koku līmenī, kas iegūti LIDAR vainaga augstuma režīma.

Veģetācijas un vainagu klāja noteikšana

LIDAR nodrošina augstu datu kvalitāti par veģetācijas struktūru, reljefu, kartēšanas un ģeometrisko precizitāti. LIDAR dati ir praktiski pielietojami upju un to krastos esošo mežu analizēšanai un raksturīgo pazīmju noteikšanā. Salīdzinot LIDAR, QuickBird and SPOT – 5 izmaksas attēlu un lauku datu ieguvei, LIDAR apliecina zemāku cenu līmeni īpaši lielu apjomu datu ievākšanā. (Johansen et al., 2010).

Veicot attālo izpēti ir iespējas novērtēt noteiktos indikatorus kā upes platumu, meža krasta joslas platumu, augu projektīvo segumu, meža joslas nepārtrauktību (longitudinal continuity), lielo koku vainagu projekciju, veģetācijas pārlikšanos pār upi (*vegetation overhang*) un krasta joslas stabilitāti. Empīriski modelējot un apstiprinot rezultātus, apstiprinājās, ka uz objektiem balstīto pieeju var tikt izmantota korektai uju krasta joslu indikatoru kartēšanai ($R^2 = 0.99$ upes platumam, $R^2 = 0.82$ meža krasta joslas platumam, $R^2 = 0.89$ augu projektīvo segumam, $R^2 = 0.40$ krasta joslas stabilitātei) (Johansen et al., 2010) Būtiski, ka attālā izpēte sniedz iespēju un uzticamus datus kvantitatīviem mērījumiem gan laikā, gan telpā (vairāk kā 200km platas joslas) upju rasta joslu veģetācijas struktūru pētījumiem. (Johansen et al. 2007). Izmantojot minēto tehnisku ir iespēja iegūt informāciju par upju un to krastos esošo mežu raksturīgajām pazīmēm tālākai veģetācijas pētīšanai, kas ir ļoti nozīmīgi dabas aizsardzības institūcijām un pārējām ieinteresētajām pusēm (Land and Water, Australia, 2002).

Izmantojot LIDAR datus ir iespējas korekti noteikt upes platumu, QuickBird ņem vērā veģetācijas pārlikšanos pār ūdeņiem kā rezultātā rodas kļūdas. Visprecīzāk no minētajām tehnoloģijām meža joslas platumu gar ūdenstecēm nosaka LIDAR (Johansen et al., 2010). LIDAR nenovērtē korekti augu projektīvo segumu, ja tas ir lielāks par 80%, jo netiek ievērtēti atvērumi mazāki par pēdas nospiedumu. (Johansen et al., 2010). Nelieli apgabali upju piekrastēs ar ļoti blīvu veģetāciju var samazināt LIDAR punktu skaitu, kas iziet cauri lapotnei, tādējādi ietekmējot iegūto rezultātu precizitāti (Suarez et al., 2005).

Informācija par sugām ir viena no svarīgākajām komponentēm jebkurā meža inventarizācijā. Tomēr joprojām veicot meža inventarizāciju izmantojot LIDAR datus, sugu klasifikācija var būt ļoti apgrūtināta. Koku sugu atpazīšanai ir veikti dažādi pētījumi, piemēram, pielietojot divas datu kopas: izmantojot tikai diskretā punkta LIDAR datus un izmantojot tos apvienojumā ar viļņveida LIDAR datiem. Attiecīgi ieguva 79,2 % un 85.4 % precizitāti (Vaughn 2012).

Precizitāte

Pētījumi apliecina, ka izmantojot dažādas precizitātes attālās izpētes attēlus ar dažādām izšķirtspējām var iegūt dažādu precizitātes datu klasifikāciju. Attiecīgi, ja pieaug telpiskā izšķirtspēja, tad arī tiek iegūti augstākas kvalitātes datu klasifikācija. Piemēram, izmantojot 0,6m augstu izšķirtspēju var iegūt 86,7% precīzu datu klasifikāciju. Minēto statistiku ieguva analizējot dažādu stāvu apses, priedes un egles mežus, kā arī jauktu koku mežus. Dati tiek analizēti izmantojot informāciju par individuālu koku vainagu projekcijām. Izmantojot datus ar 1m un 2m pikseļu telpisko izšķirtspēju, netika atpazīti individuālu koku vainagu projekcijas.

Spektrālo datu izmantošanas precizitāti var uzlabot, izmantojot struktūras informācijas avotu (*texture channels*), par 15,7% (Moskal 2002).

1.3. Metodikas izstrāde upju un to krastos esošo mežu ekosistēmu identificēšanai un novērtēšanai.

Iepriekš apkopotā informācijas par pielietotajām ALS un ADS datu apstrādes un analīzes metodēm, datu precizitāti un struktūru, ļauj izdarīt secinājumus nepieciešamās metodikas izstrādei, lai novērtētu gan meža ekosistēmas, gan ainavas telpisko izvietojumu.

Turpmāka tehnoloģiju, pielietoto metožu, datu kvalitātes attīstība un pieeja veicinās to integrācijai dabas aizsardzības, teritorijas plānošanas un ainavas telpiskā izvietojuma plānošanas procesā.

Sākotnējie secinājumi norāda, ka izmantot gaismas uztveršanas un klasificēšanas tehnoloģiju (LIDAR) attālais novērtēšanai kļūst ar vien praktiskāk pielietojami, piemēram, gan sauszemes, gan hidroloģiskos novērojumos. Straujā tehnoloģijas attīstība sniedz iespēju dažādu nozaru speciālistiem, t.sk., zinātniekiem veikt lielu teritoriju analīzi, secinājumu izdarīšu nākotnes lēmumu pieņemšanai. Pavisam nesen kā norāda pētījumi, LIDAR izmantošana bija ļoti dārga gan augsto tehnoloģiju nepieciešamības dēļ (datori, programmatūra). Tomēr strauja attīstība ir veicinājusi tehnoloģiju pārnesi uz galda datoriem un vienkāršotām programmatūrām, kas atvieglo veikt datu analīzi, izmantojot LIDAR. Tādējādi tiek nodrošināta jaunu līmeni analītiskai informācijas apstrādei un potenciālo iespēju izvērtēšanai. Iegūtā informācija ļaus zinātniekiem un teritoriju apsaimniekotājiem izprast notiekošos procesu upju krastos un tajos esošajās mežaudzēs, attiecīgi pieņemt pareizākos lēmumus par nākotnes saimniekošanas metodēm. Būtiski, ka tehnoloģija sniedz iespējas ietaupīt resursus un naudu lēmumu pieņemšanas procesā.

Upju krastu un tajos esošo mežu kartēšanā universālākais veids kā veikt kartēšanu ir apvienot LIDAR un ģeogrāfiskās informācijas sistēmas (GIS) datus. Apkopotā informācija apliecina, ka ūdensteču krastos esošie meži ir ļoti komplicētas teritorijas ar tajās esošo veģetāciju, kas attiecīgi sarežģī veģetācijas modelēšanu. Kā iemesli tiek minēti šauri joslu platumi, dendrītiskie veidi (*dendritic pattern*), straujās un nelielās izmaiņas topogrāfijā un līdz ar to pašu arī veģetācijā, ko nevar fiksēt salīdzinoši rupja mēroga digitālie augstuma modeļi (DEM). Veģetācijas kartēšana un ūdensteču malu monitorēšana lielā mērā ir balstīta uz lauku apsekojumiem, kuros ievāc informāciju par augu sabiedrību sadalījumu transektēs perpendikulāri upei.

Parasti pētījumos tiek ievākti papildus dati kā augstums no ūdens līmeņa, augsnes veids, augsnes mitrums, kas ļauj paredzēt veģetācijas tipus. Projekta ietvaros tika ievākta papildus informācija kā atmirusī koksne. Ievākt informāciju par minētajiem elementiem ir ļoti laikietilpīgi un ne vienmēr ir attiecināma uz plašu mērogu. Tomēr pielietojot GIS un LIDAR apvienojumi ir iespējas veikt datu analīzi un izšķirt nepieciešamos elementus kā veģetācijas pārklājums pār ūdensteči lielā mērogā.

Datu apkopojums apliecināja, ka LIDAR datus var ļoti veiksmīgi izmantot, ja to aerolāzerskenēšanas attēlu pikseļu izšķirtspēja ir mazāk par vienu metru. Augstu rādītājus uzrādīja tāda precizitāte, ja tā sasniedza 0,6m pikselī. Jebkurā gadījumā varam uzskatīt, ka augstāku datu pielietošana uzlabos iegūto informāciju, kas tālāk pieļaus veikt korektākus lēmumus. Varam minēt, ka upju un to krastos esošo mežaudžu izpētei ideālajā gadījumā būtu dati ar precizitāti 5 punkti uz 1m².

Metodoloģiski sākotnēji piedāvājam veikt upju un to krastos esošo mežaudžu novērtēšanu izmantojot LIDAR datus un to analītisko rezultātu salīdzināt ar ievāktajiem lauku datiem.

Projekta ietvaros pētnieku komanda ir ievākusi datus par 90 parauglaukumiem, kuriem ir saglabātas to novietojuma koordinātas. Latvijā kļūstot pieejamiem bezmaksas LIDAR datiem, varēsim veikt turpmākus pētījumus apsekojuma datu salīdzināšanai, pasaules pieredzes aprobēšanai un objektīvu secinājumu izdarīšanai. Iegūtos LIDAR datus būtu jāizmanto sekojošos līmeņos:

- pirmais - topogrāfiju;
- otrais - zemes lietojuma veids, nosakot mežainību;
- trešais - meža zemju sadalījums, nosakot atsevišķi mežaudzes pēc to vecumklasēm, sugu sastāvu, koku skaitu, biomasu/krāju; ja datu kvalitāte ir augsta un zinātniski ir aprobēta kritalu noteikšanas metode, tad atmirušās koksnes apjomu.
- ceturtais - mozaīkveida struktūru, atvērumus, veģetācijas pārklājumu pār ūdenstecēm (sākotnēji tiek noteikta ūdens platība, tad vainagu projekcija virs tā, ko savstarpēji salīdzinot nosaka veģetācijas pārklājumus, tādējādi iegūstot papildus informāciju par upju noēnojumu, potenciālo nākotnes ietekmi uz straujteses biotopiem gan tajā iekrītot atmirušajai koksnei, gan lapu nobīrām).
- piektais - attīstoties analītiskajām metodēm un programmatūrām noteikt veģetācijas sastāvu;
- sestais - analizēt atmirušās koksnes apjomu ūdenstecēs (ievācot virsūdens datus un salīdzinot ar lauku novērojumiem, izveidot metodi par kopējās atmirušās koksnes daudzumu ūdenstecēs).

Pielietojamie datu struktūru veidi

Lai raksturotu meža ekosistēmas, ir nepieciešams aplūkot vienu no sarežģītākajām komponentēm - vispārējo meža struktūru jeb trīsdimensiālu objektu kopumu. Lai to veiktu, ir nepieciešams analizēt vertikālo mežaudzes datu struktūru. Precīza mežaudzes struktūras klasifikācijas, izmantojot LIDAR datus apvienojumā ar ievāktajiem lauku datiem, var sekmēt mežaudžu ekoloģiskā stāvokļa novērošanu (Zimble 2003).

Koku augstums un izvietojums mežaudzē ir jādefinē kā vertikālā meža struktūra. Savukārt, horizontālā datu struktūra tiek izmantota tikai lai noteiktu zemes lietojuma veidu, meža atvērumus un kopējo upju krastos esošo zemju mozaīkveida ainavu. Tā kā pamatā upju krasta joslu detālai izpētei tiek piedāvāta vertikālā datu struktūras izmantošana, tad to iegūst no maza mēroga LIDAR datiem.

Koku augstums tiek noteikts izmantojot lauku darbos ievāktos datus un LIDAR datus. Datu kopas metriskā izteiksmē ir jāsalīdzina, lai pārlicinātos par datu objektivitāti. Sākotnējā hipotēze ir jāpieņem, ka nepastāv būtiskas atšķirības starp koku augstumiem, tos iegūstot no dažādiem datu avotiem.

Lauku datu ievākšana un izmantošana

Lauku datu ievākšanas metodika ir aprakstīta turpmāk sekojošās projekta atskaites nodaļās. Galvenais princips ir, ka tiek izvietoti transektēs parauglaukumi gar upju krastiem tajos esošajās mežaudzēs. Attiecīgi parauglaukuma izmēri 20x20 metri, kopumā 90 parauglaukumi. Dati ievākti 2014.gada vasarā Latvijā (Vidzemē, Kurzemē, Zemgalē). Minētās datus kopas var tikt izmantotas lauku datu salīdzināšanai ar LIDAR datiem, lai noteiktu koku augstuma atšķirības. Lauku darbu laikā tika ievākti dati par audzēs esošajiem kokiem un to augstumiem, tādējādi izšķirot vai audzes ir ar vienu koku stāvu vai vairākiem. Minētais sadalījums turpmāk tiek izmantots, lai noteiktu koku augstuma atšķirības izmantojot dažādas pieejas. Ļoti būtiski ir statistiski demonstrēt, ka parauglaukumā atrodas viens stāvs ar kokiem vai vairāki. Visas vienstāvu kokaudzes tiek testētas izmantojot dispersijas analīzi (ANOVA), lai pierādītu, ka tās ir noteikta kā vienkāršas vertikālas struktūras. Levenes tests (Levene, 1960) tiek pielietots, lai pārbaudītu koku augstuma viendabīgumu ar 5% atšķirības līmeni. Savukārt, lai notiektu vai audzē ir dažādi koku stāvi, tiek pielietota vispārinātā lineārā modeļa (*generalized linear model* - GLM) pieeja. Tā tiek izmantota, lai noteiktu vai vairāku koku stāvu audzes dispersija atšķiras no viena koku stāva audzes dispersijas. Dispersijas izdalīšanai seko izdalīšana ar čī testu (*chi-square*) vai līdzvērtīgi ar gammas izdalīšana (*gamma distribution*). Vispārinātais lineārais

modelis ir piemērots šādai izdalīšanas analīzei, tā *generalized likelihood ratio test* piemēro būtiskas atšķirības noteikšanai starp divu dažādu struktūru mežaudzēm.

Lauku datu un LIDAR datu salīdzināšana un pārbaude

Izmantojot dispersijas analīzes (ANOVA), tiek noteiktas atšķirības no LIDAR datiem atvasināto koku augstumu un lauku darbos ievāktu koku augstumu. Tas ir nepieciešams, lai, kartējot upju krasta joslā esošās mežaudžu vertikālās struktūras, izmantojot LIDAR datus varētu paveikt korekti. Ja kopējais koku daudzums, kas ievākti lauku darbos atšķiras no kopējo koku daudzuma, kas tiek iegūti izmantojot LIDAR datus, tiek pielietota Levenes tests (Levene 1960). Neatkarīgi tiek notestēta datu precizitāte, izmantojot LIDAR datu un lauku datus no mežaudzēm ar vienu koku stāvu, kā arī LIDAR datus salīdzinot datus no vairāku stāvu mežaudzēm.

Vertikālās datus struktūras klasificēšana

Vertikālās struktūras telpisko sadalījumu ainavas līmenī, izmantojot LIDAR koku augstuma datu analīzi, klasificē izmantojot iepriekš aprakstīto metodiku par statistisko analīzi. Digitālajā augstuma modelī var izmantot 1m izšķirtspēju. Lietojot mazāku izšķirtspēju vai 1m izšķirtspēju, netiek ietekmēta rezultātu ticamība vertikālās struktūras kartēšanas procesā (Zimble 2003). Šūnu izmērs, ko pielieto koku augstumu dispersijas noteikšanai ir 20 metri. (Garrigues et al. 2006, Kunitomo 1999, Zhanga 2008). Katrā no šūnām tiek izšķirta divas dažādās mežu struktūras klases pēc to minimālo augstuma atšķirības vidējās vērtības. Katra šūna attiecīgi tiek klasificēta pēc to piederības konkrētai struktūras klasei. Atbilstoši ievāktajiem lauku datiem tiek noteikta kāda konkrētā augstuma atšķirības robežu, kur zem tās tiek kvalificēta kā vienkārša audzes, savukārt, virs tās kā daudzstāvu audzes. Piemēram, vidējā koku augstumu atšķirība var būt 1.5m.

Izmantojot aprakstīto metodiku, ir iespējas izdarīt analīzi par vertikālo struktūrā kā mežaudzi, tās koku augstumu un koku stāvu struktūru. Iegūstot iepriekš minēto informāciju, to ir iespējas izmantot ainava līmeņa pētījumos.

Analizējot vertikālo datu struktūru, proporcionāli tiek attēloti arī citu strukturālo elementu apveidi. Tas ir nozīmīgi aplūkojot bioloģisko daudzveidību un tās elementus ainavas plānošanā. Iegūta informācija apraksta ekosistēmā notiekošos procesus, t.sk., meža produktivitāti un citu saistošu informāciju.

Iepriekš aprakstītā metodika raksturo kā LIDAR datus var izmantot, lai iegūtu vienu parametru - vertikālo meža struktūru, ko tālāk izmanto veģetācijas augšanas stāvu analīzei. Pielietojot LIDAR var aprakstīt arī atsevišķai sugai dzīvotnes piemērotību konkrētajā vietā. Tas var ietvert gan apdraudētas sugas, gan aizsargājamas sugas, gan sugas ar lielu sabiedrības interesi un atpazīstamību, gan indikatorsugas. Modelējot vietas piemērotību kādai izvēlētajai sugai vai biotopam, ir nepieciešams novērtēt kritiskos elementus, piemēram, ligzdošanas, vairošanās un barošanās vietas saskaņā ar dažādiem mežaudžu apsaimniekošanas veidiem un nākotnes scenārijiem. Tādā veidā ir iespējas ainavas apsaimniekot un pārvaldīt ekosistēmas līmenī gan izvirzot ekoloģiskus, sociālus un ekonomiskus mērķus.

LIDAR datus var izmantot dzīvotņu mainīgo lielumu vai raksturīgo pazīmju kopuma izveidošanai, ko tālāk izmanto dzīvotnes piemērotības telpisko modeļu attīstībai. No LIDAR datiem var iegūt "stāvošā" stāva raksturīgās pazīmes kā koku augstums, vertikālā struktūra, atvērumi un biežība. Līdz ko Latvijā būs pieejami plašam lokam LIDAR dati, tos varēs izmantot kopā ar augstas izšķirtspējas multispektrālajiem datiem, lai raksturotu dzīvotnes mainīgo lielumus kā sugu sastāvu un daudzveidību, atmirušās koksnes identificēšanā un kvantificēšanā. Primārie secinājumi apliecina, ka nepieciešams veikt turpmāku attīstību pie dzīvotņu modeļu izstrādes, kur izmanto attālās izpētes datus, LIDAR un augstas izšķirtspējas multispektrālos attēlus. Veicot šo darbu, ir iespējas izveidot lēmuma pieņemšanas sistēmu, kas darbotos ainavas līmenī un varētu novērtēt biotopu piemērotību. Neapšaubāmi, ka būtiski ir arī veicināt augstākas izšķirtspējas LIDAR datu iegūšanu un pielietošanu, lai veicinātu precīzāka rezultāta iegūšanu.

1.4. Rekomendācijas upju un to krastos esošo mežu ekosistēmu identificēšanai un novērtēšanai

1. Valsts pārvaldes un zinātniskajām institūcijām būtu jābūt bezmaksas pieejai LIDAR datiem Latvijas mērogā.
2. Nepieciešams apbērt un attīstīt Latvijas apstākļiem piemērotas metodes veģetācijas un mežaudzes struktūru atpazīšanai, kvalificēšanai un kvantificēšanai.
3. Nepieciešams veikt turpmākus pētījumus, kuros izmantojot LIDAR datus var attīstīt dažādus uzlabojumus bioloģiskās daudzveidības apsaimniekošanā, t.sk., izstrādāt dzīvotņu novērtēšanas modeļus
4. Izmantojot LIDAR datus, nepieciešams attīstīt lēmuma pieņemšanas atbalsta rīkus (analītiskos modeļus) ieinteresētajām pusēm, t.sk., dabas aizsardzības institūcijām, zemes īpašniekiem. Būtiski, lai attīstītās tehnoloģijas būtu saprotamas un lietojamas plašai publikai.
5. Izmantot LIDAR datus ūdensteču pētījumos un datu analīzē, t.sk., straujteču biotopu apsaimniekošanā, lašveidīgo zivju nārsta vietu izmaiņu tendenču apzināšana (arī zivju resursu novērtēšanā), kokaudzes pienesto barības vielu pētījumos (lapu nobiras, atmirušī koksne ūdenstecēs).
6. Vertikālo datu struktūru analīzē pielietot datus ar izšķirtspēju vismaz 1m. Sugu sastāva un bioloģiskās daudzveidības analīzē pielietot datus ar augstāku precizitāti.
7. Dzīvotņu mainīgo lielumu kā sugu sastāvu un daudzveidību, atmirušās koksnes identificēšanā un kvantificēšanā izmantot LIDAR datus apvienojot ar augstas izšķirtspējas multispektrālajiem datiem.
8. Pieejamās tehnoloģijas pielietot normatīvo aktu, dabas aizsardzības plānu, teritorijas attīstības plānu attīstībā, nosakot kā prioritāti lēmumu pieņemšanas procesā vietas specifiskos apstākļus, samazinot vispārinātu normu pielietošanu.
9. Turpinoties tehnoloģiju attīstībai un datu pieejamībai, veicināt to ieviešanu dabas aizsardzībā, tautsaimniecībā u.c. jomās, piemēram, noteikt straujteču biotopiem piekļaujošo mežaudžu savlaicīgus apsaimniekošanas pasākumus.
10. Zinātnes disciplīnās, kur plaši pielieto trīsdimensiālus liela mēroga datus, piemēram, mežsaimniecība, būtu jāveic padziļināta jauno speciālistu apmācība par aerofogrāfēšanas un aerolāzerskanēšanas datu pielietojamību praksē.

Izmantotā literatūra

Agren, A., Lidberg, W., Stromgren, M., Ogilvie, J., Arp, P., 2014. Evaluating digital terrain indices for soil wetness mapping – a Swedish case study. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discussions* 11, 4103–4129.

Antonarakis, A.S., Evaluating forest biometrics obtained from ground lidar in complex riparian forests, 2011, [Volume 2, Issue 1](#), 61-70

Australians and Natural Resources Management 2002, National Land and Water Resources Audit, Canberra, 2002

Ball, M., LIDAR is a Key Tool for the Measurement of Ecosystem Services, <http://www.sensysmag.com/spatialsustain/lidar-is-a-key-tool-for-the-measurement-of-ecosystem-services-ilmf10.html> , 2010.

Garrigues, S., Allard, D., Baret, F., Weiss, M., Quantifying spatial heterogeneity at the landscape scale using variogram models. *Remote Sensing of Environment* 103, 2006, no. 1, 81-96.

Chao, L., Liu, J., Laforteza, R., Chen, J. Managing Forest Landscapes under Global Change Scenarios. *Landscape ecology in forest management and conservation: challenges and solutions for global change*, 2011, 3-21.

Cracknell, A. P.; Ladson, H., *Introduction to Remote Sensing* (2 ed.). 2007 [1991]. London: Taylor and Francis.

DigitalGlobe Data Sheet:Quickbird. *Digitalglobe.com*. DigitalGlobe. 2014.

Drake, J., Knox, R., Dubayah, R., Clark, D., Condit, R., Blair, J., Hofton, M., Above-ground biomass estimation in closed canopy neotropical forests using lidar remote sensing: factors affecting the generality of relationships. *Global Ecology and Biogeography* 12, 2003, 147–159.

Dubayah, R., Drake, J., Lidar remote sensing for forestry. *Journal of Forestry* 98, 2000, 44–46.

French, J., Airborne LiDAR in support of geomorphological and hydraulic modelling. *Earth Surface Processes and Landforms* 28, 2003,321–335.

Hopkinson, C., Chasmer, L., Young-Pow, C., Treitz, P., Assessing forest metrics with a ground-based scanning lidar, *Canadian Journal of Forest Research*, 2004, 34(3): 573-583

Johansen, K., Arroyo, L.A., Armston, J., Phinn, S., Witte, C. Mapping riparian condition indicators in a sub-tropical savanna environment from discrete return LiDAR data using object-based image analysis. *Ecological Indicators*, 2010, 10, no. 4, 796-807.

Johansen, K., Coops, N.C., Gergel, S.E., Stange, Y. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification, 2007, *Remote Sens Environ* 110, 29–44.

Johansen, K., Phinn, S., Witte, C. Mapping of riparian zone attributes using discrete return LiDAR, QuickBird and SPOT-5 imagery: Assessing accuracy and costs. *Remote Sensing of Environment*, 2010, 114, no. 11, 2679-2691.

Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R., Laudon, H. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 2014, 334, 74-84.

Kunitomo, J., Morimoto, Y., Vegetation monitoring using different scale of remote sensing. *Journal of Environmental Sciences*, 1999, vol.11., no.2, 216-220

Levene, H., Robust test for equality of variances. In I. Olkin, S. G. Ghurye, W. Hoeffding, W. G. Madow, & H. B. Mann (Eds.), *Contributions to probability and statistics: Essays in honor of Harold Hotelling*, 1960, 278–292

[LIDAR—Light Detection and Ranging—is a remote sensing method used to examine the surface of the Earth](#), NOAA, 2013.

Lohani, B., Mason, D., Application of airborne scanning laser altimetry to the study of tidal channel geomorphology. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 56, 2001, 100–120.

[Lonard](#), R.I., [Judd](#), F.W., [Everitt](#), J.H., [Escobar](#), D.E., [Davis](#), M.R., [Crawford](#), M.M., [Desai](#), M.D., Evaluation of color-infrared photography for distinguishing annual changes in riparian

forest vegetation of the lower Rio Grande in Texas, *Forest Ecology and Management*. 2000, Volume 128, Issues 1–2, 75–81

MA Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystem and Human Wellbeing*, 2005

Michel, P., Spatial analysis of oblique photo-point images for quantifying spatiotemporal changes in plant communities. *Applied Vegetation Science*, 2010, 13, 173.

[Multi-layer Forest Stand Discrimination with Spatial Co-occurrence Texture Analysis of High Spatial Detail Airborne Imagery](#) L. M. Moskal , S. E. Franklin , Geocarto International Vol. 17, Iss. 4, 2002

Multiple benefits from sustainable bioenergy systems — Proceedings of a Joint Workshop of IEA Bioenergy Task 30 and Task 31, 2005, Perth, Western Australia, IEA Bioenergy T31:2007:01

Nagler, P. L., Glenn, E. P., Hinojosa-Huerta, O., Synthesis of ground and remote sensing data for monitoring ecosystem functions in the Colorado River Delta, Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113, 1473-1485.

Patenaude, G., Hill, R., Milne, R., Gaveau, D., Briggs, B., Dawson, T., Quantifying forest above ground carbon content using LiDAR remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 93, 2004., 368–380a.

Platt, R. V., Schoennagel, T., An object-oriented approach to assessing changes in tree cover in the Colorado Front Range 1938-1999. *Forest Ecology and Management*, 2009, 258, 1342-1349.

[Popescu, S., C., Estimating biomass of individual pine trees using airborne lidar, *Biomass and Bioenergy*, 2007, \[Volume 31, Issue 9\]\(#\), 646–655.](#)

Pringle, R. M., Syfert, M., Webb, J. K., Shine, R., Quantifying historical changes in habitat availability for endangered species: use of pixel- and object-based remote sensing. *Journal of Applied Ecology*, 2009, 46, 544-553.

Richardson, J.J.; Moskal, L.M.; Bakker, J.D. Terrestrial Laser Scanning for Vegetation Sampling. *Sensors* 2014, 14, 20304-20319.

Ring, J., The Laser in Astronomy. *New Scientist*, 1963, 672–673,

Troy, A., Wilson, M. A., Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological economics* 60. 2006, 435-449.

Vaughn, N.R.; Moskal, L.M.; Turnblom, E.C. Tree Species Detection Accuracies Using Discrete Point Lidar and Airborne Waveform Lidar. *Remote Sens.* 2012, 4, 377-403.

Wulder, M. A., White, J. C., Alvarez, F. , Han, T. , Rogan, J., Hawkes, B., Characterizing boreal forest wildfire with multi-temporal Landsat and LIDAR data. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113, 1540-1555.

Zan-fu, Q., Xion, Y., Large-scale Digital Mapping Based on Airborne Laser Radar Measurement System, [Surveying and Mapping of Geology and Mineral Resource, 2010](#)

Zheng, G., Moskal, L. M., Kim, S. H. Retrieval of effective leaf area index in heterogeneous forests with terrestrial laser scanning. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on* 51, 2013, no. 2, 777-786.

Zhanga, Q., Bana Y., Liub, J., Shab, Q., Hua, Y., Analysis of landscape dynamics in shanghai using landscape Metrics: effects of spatial resolutions, *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Vol. XXXVII. Part B6b. Beijing 2008

Zimble, D.A., Evans, D.L., Carlson, G.C., Parker, R.C., Grado, S.C., Gerard, P.D., Characterizing vertical forest structure using small-footprint airborne LiDAR. *Remote sensing of Environment* 87, 2003, no. 2, 171-182.

2. Lauku darbu veikšana, teorētiskās bāzes iegūšana un zināšanu apkopošana par meža un saldūdens ekosistēmu vērtībām (ieskaitot bioloģisko daudzveidību) Latvijas mērogā.

2.1. Literatūras apskats – pašreizējās situācijas novērtējums.

Ekosistēmu pakalpojumi ir nosacījumi un procesi, kuros dabiskās ekosistēmas uztur sevi un nodrošina cilvēku eksistenci (Daily, 1997). Ekosistēmu pakalpojumu koncepcija ietver apgādes, nodrošinājuma, ražošanas un aizsardzības funkcijas, nodrošinot cilvēcei nozīmīgus produktus un pakalpojumus. Šādi produkti ir jūras veltes, lopbarība, koksne, biomasa, dabiskās šķiedras, farmakoloģiskie preparāti un rūpniecības produkti, kā arī tādi pakalpojumi kā bioloģiskās daudzveidības nodrošināšana, atkritumu sadalīšana, attīrīšana, pārstrāde un atjaunošana (Daily, 1997; Norberg, 1999) un netverami estētiskie un kultūralie ieguvumi. Ekosistēmu pakalpojumi ir definējami neskaitāmos veidos atkarībā no mēroga un perspektīvas (Daily, 1997). Tomēr de Groot et al. (2002) ir radījis metodoloģiju salīdzinošām ekoloģiskās ekonomikas analizēm, izveidojot tipoloģiju ekosistēmu produktu un pakalpojumu aprakstīšanai, klasifikācijai un novērtēšanai. Krastmalu meži nodrošina daudzus ekosistēmu pakalpojumus un to produktus, un tie sastāda lielu daļu no mežu ainavām kopumā (Gundersen et al., 2010; Luke et al., 2007; Naiman & Décamps, 1997). Pētījumi apstiprina, ka arī maza izmēra daudzveidīgi krastmalu meži pilda nozīmīgu daļu ekosistēmu funkcionēšanā un bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā (Atkins et al., 2013; Zimmer et al., 2013). Neskatoties uz to, krastmalu mežu funkciju nozīmīgums ir daudz pētīts pēdējās desmitgadēs (Toth, 1963; Buttle, 2002; Vidon & Hill, 2004) un secināts, ka šādu mežu saglabāšana jāanalizē ainavas līmenī.

Krastmalu meži ir pārejas josla starp ūdens un sauszemes ekosistēmām, un kalpo kā nozīmīgi bioloģiskās daudzveidības glabātāji (Gregory et al. 1991). Līdz ar cilvēka intensīvo aktivitāšu pieaugumu ekonomiski izdevīgās zemes platībās ir palielinājusies slodze uz dabiskām ekosistēmām (Schlesinger 2009; Mensing et al., 1998) un tās laika gaitā ir pārveidotas.

Pastāv dažādi iemesli, kāpēc pazeminās vides kvalitāte, tajā skaitā saldūdens kvalitāte. Dažādas antropogēnās darbības izraisījušas pastiprinātu upju eitrofikāciju (Bunn et al., 1999), kas atstājusi negatīvu ietekmi uz senāk bieži sastopamām augu un dzīvnieku sugām (Urtāns, 2008). Par vienu no galvenajiem iemesliem tiek atzīta ūdensteču bagātināšanās ar fosfora un slāpekļa savienojumiem (Hill 1996) no punktveida piesārņojuma avotiem, sateces baseina izklīdētās biogēnu noplūdes, kā arī cita veida piesārņojums un izskalojumi (Madsen 1995). Mazāk novērtēta ir upju funkciju degradācija saistībā ar cilvēka ekstensīvas darbības samazināšanos upju krastu joslā (Urtāns 2008). Tādēļ ir jāmeklē un jānovērtē dažādi risinājumi, kas veicinātu pārmērīgas biogēnu noteces samazināšanos vai pat pilnīgu tās pārtveršanu. Viens no fundamentāliem risinājumiem upju piesārņojuma mazināšanai ir to krastos veidot bioloģiski daudzveidīgas un produktīvas mežaudzes, kas spēj pārtvert un uzkrāt piesārņojumu, izskalojumus un biogēnus (Osborne & Kovacic, 1993, Cowx & Welcomme, 1998, Broadmeadow & Nisbet, 2004, Mayer et al., 2007), vienlaicīgi ņemot vērā to, ka: 1) upes un to piekrastes josla ir nozīmīga augu un dzīvnieku dzīves vieta un migrācijas koridori (Lite et al., 2005, Richardson et al., 2007, Kuglerová et al., 2014); 2) upes un piekrastes josla sniedz sabiedrībai daudzpusīgus ekosistēmu pakalpojumus (Loomis et al., 2000, Amigues et al., 2002). Kā arī atzīts, ka noteikta ierobežojuma buferjoslas nav ieteicamas veidot gar mežaudzēm, jo šādas mežaudzes attīstās homogēni un buferjoslas neizpilda tām vēlamās funkcijas. Piemēram, Kanādā šī situācija ir apzināta un mežaudzes buferjoslas platumā tiek apsaimniekotas praktizējot dažādas kopšanas vai izlases cirtes, vai atsevišķu koku nociršana, kas tālākā audzes attīstībā veido dažādvecuma audžu attīstību, palielinot to sarežģītību un nodrošinot bioloģiskās daudzveidības saglabāšanos (Kreutzweiser et al., 2012). Apstiprināts, ka noteikta platumā buferjoslas ir problemātiskas mežu ainavā, ja ir blīvs ūdensteču tīkls (Bishop et al., 2009). Parasti buferjoslu platumā ir 5-30 m (bieži 50 m), bet to funkcionēšanas efektivitāte nav zinātniski pierādīta. Tādēļ nepieciešamas ir vienošanās ieinteresēto pušu starpā, lai aizsargātu šaurākas joslas visā upes garumā vai fragmentāli izvēlētos platāku joslu aizsardzību.

Jāapzinās, ka mežaudzēs esošā bioloģiskā daudzveidība un to veidojošie veģetācijas tipi (mežaudzes, krūmāji, zālāji) dažādi ietekmē upju krastos notiekošos procesus, piemēram, krasta eroziju samazina krūmu stāvs (Kreutzweiser & Capell, 2001), bet sedimentus visintensīvāk uzkrāj dažādas zālaugu grupas.

Ekosistēmu pakalpojumu novērtēšana balstās uz kompleksu pieeju ainavas līmenī, iekļaujot krastmalu mežus īpaši aizsargājamās dabas teritorijās. Ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanas pieejas integrācija pašvaldību teritorijas plānojumos veicinātu ekoloģiski augstvērtīgo mežaudžu (tajā skaitā krastmalu mežu) aizsardzību un ilgtspējīgu izmantošanu. Nosakot biotopa kvalitāti un izlemjot par nepieciešamiem apsaimniekošanas pasākumiem bioloģiskās daudzveidības veicināšanai krastmalu mežos īpaši aizsargājamās dabas teritorijās, ieteicams izmantot kompleksu pieeju ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanā.

Izmantotā literatūra

Amigues JP, Desaignes B, Gauthier C, Keith JE (2002). The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/willingness to pay contingent valuation approach. *Ecological Economics* 43(1): 17-31.

Atkins, M. L., Santos, I. R., Ruiz-Halpern, S., Maher, D. T. (2013). Carbon dioxide dynamics driven by groundwater discharge in a coastal floodplain creek. *Journal of Hydrology*, 493, 30-42.

Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., ... & Åkerblom, S. (2009). The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38(7), 373-380.

Broadmeadow S, Nisbet TR (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 8 (3): 286-305.

Bunn, S. E., Davies, P. M., & Mosisch, T. D. (1999). Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*, 41(2), 333-345.

Buttle, J. M. (2002). Rethinking the donut: the case for hydrologically relevant buffer zones. *Hydrological Processes*, 16(15), 3093-3096.

Cowx IG, Welcomme RL (Eds). *Rehabilitation of rivers for fish*. Food & Agriculture Organization, 1998.

Daily, G. (Ed.). (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.

De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.

Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 540-551.

Gundersen, P., Laurén, A., Finér, L., Ring, E., Koivusalo, H., Sætersdal, M., Hansen, K. (2010). Environmental services provided from riparian forests in the Nordic countries. *Ambio*, 39(8), 555-566.

- Hill AR (1996). Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of environmental quality* 25(4): 743-755.
- Kreutzweiser, D. P., & Capell, S. S. (2001). Fine sediment deposition in streams after selective forest harvesting without riparian buffers. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(12), 2134-2142.
- Kreutzweiser, D. P., Sibley, P. K., Richardson, J. S., Gordon, A. M. (2012). Introduction and a theoretical basis for using disturbance by forest management activities to sustain aquatic ecosystems. *Freshwater Science*, 31(1), 224-231.
- Kuglerová L, Ågren A, Jansson R, Laudon H (2014). Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 334: 74-84.
- Lite SJ, Bagstad KJ, Stromberg JC (2005). Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments* 63(4): 785-813.
- Loomis J, Kent P, Strange L, Fausch K, Covich A (2000). Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological economics* 33(1): 103-117.
- Luke, S. H., Luckai, N. J., Burke, J. M., Prepas, E. E. (2007). Riparian areas in the Canadian boreal forest and linkages with water quality in streams. *Environmental Reviews*, 15(NA), 79-97.
- Madsen, J. (1995). Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis*, 137(s1), S67-S74.
- Mayer, P. M., Reynolds, S. K., McCutchen, M. D., Canfield, T. J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36(4): 1172-1180.
- Mensing, D. M., Galatowitsch, S. M., & Tester, J. R. (1998). Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Journal of Environmental Management*, 53(4), 349-377.
- Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 621-658.
- Norberg, J. (1999). Linking nature's services to ecosystems: some general ecological concepts. *Ecological economics*, 29(2), 183-202.
- Osborne LL, Kovacic DA (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater biology* 29 (2): 243-258.
- Richardson JS, Danehy RJ (2007). A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science* 53 (2): 131-147.
- Schlesinger, W. H. (2009). On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(1), 203-208.
- Toth, J. (1963). A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of Geophysical Research*, 68(16), 4795-4812.

Urtāns A (2008). Upju biotopu apsaimniekošana: Salacas un Jaunupes rekultivācijas pieredze. In: Auniņš A (Ed.). Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, 131-141.

Vidon, P. G., & Hill, A. R. (2004). Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. *Journal of Hydrology*, 292(1), 210-228.

Zimmer, M. A., Bailey, S. W., McGuire, K. J., Bullen, T. D. (2013). Fine scale variations of surface water chemistry in an ephemeral to perennial drainage network. *Hydrological Processes*, 27(24), 3438-3451.

2.2. Ūdens ķīmisko rādītāju apkopojums

Upe	N koordin.	E koordin	Carl Bro*	Kvalitāte**	Daudzv.***	Novērt.****	Reference*****
Abuls	614733	6360675	Slikta	Laba	2,657	Augsta	Vidēja
Abuls	615930	6365627	Vidēja	Augsta	2,788	Augsta	Vidēja
Abuls	614381	6366511	Slikta	Laba	2,609	Augsta	Vidēja
Abuls	613425	6369581	Slikta	Laba	1,656	Vidēja	Vidēja
Abuls	608631	6372233	Slikta	Laba	0,286	Vidēja	Vidēja
Abuls	603492	6375805	Vidēja	Augsta	2,17	Laba	Vidēja
Abuls	601157	6379185	Slikta	Laba	1,521	Vidēja	Vidēja
Abuls	597186	6380106	Slikta	Laba	2,863	Augsta	Vidēja
Abuls	592428	6379531	Slikta	Laba	2,6	Laba	Vidēja
Abuls	590506	6379985	Vidēja	Laba	3,2	Laba	Vidēja
Korģe	577202	6401953	Slikta	Vidēja	2,7	Augsta	Augsta
Vitrupe	573909	242932	Slikta	Laba	2,8	Augsta	Augsta
Koja	563738	215748	Slikta	Slikta	2,35	Augsta	Vidēja
Vilce	470723	253939	Slikta	Vidēja	3,2	Augsta	Vidēja
Tērvete	461786	258516	Slikta	Laba	2,8	Augsta	Slikta
Sidrabe	478592	252572	Slikta	Vidēja	2,6	Laba	Slikta
Zaņa	383773	260487	Vidēja	Laba	2,7	Augsta	Slikta

Paskaidrojumi:

Carl Bro*- Ūdens ķīmisko analīžu vērtējums pēc SIA "Carl Bro" skalas.

Kvalitāte**- Ūdens kvalitātes ķīmisko analīžu vērtējums pēc eksperta slēdziena (atsaucoties uz ūdens ķīmisko analīžu datiem).

Daudzv.***- Makrobentosa sugu daudzveidības indekss (Shannon-Wiener diversity index).

Novērt.****- Upes kvalitātes vērtējums pēc makrobentosa datiem.

Reference*****- Ūdens kvalitātes gradācijas klases pielīdzināta Lielupes, Ventas un Gaujas upju baseinu apsaimniekošanas plāniem.

Ūdens ķīmiskie un makrobentosa dati parāda atšķirības upju kvalitātes novērtējumā. Lai arī atsevišķu upju bioloģiskā kvalitāte vērtējama kā laba (augsta), tomēr pēc Carl Bro izstrādātās gradācijas upju kvalitāte ir pielīdzināta sliktai vai vidējai (vērtējumam pēc šīs gradācijas ir augstu robežvērtību skala). Tādēļ dati salīdzināti ar eksperta atzinumu pēc iegūto robežvērtību lielumiem. Pretēji tam ūdens kvalitātes makrobentosa analīzes uzrāda augstas vai labas klases vērtības. Ir pierādīts, ka ūdens ķīmiskās analīzes var strauji mainīties dažādu faktoru ietekmē, tomēr makrobentosa analīzes ir stabilāks indikators ūdens kvalitātes noteikšanā.

Empīrisko datu ieguvei tika izvēlētas upes, kuru ūdens tīrības pakāpes iekļautas Lielupes, Ventas un Gaujas upju baseinu apsaimniekošanas plānos. Tādēļ arī šajā sadaļā tika salīdzinātas kvalitātes klases pēc iekļautās informācijas no upju baseinu apsaimniekošanas plāniem. Kā redzams tabulā (skatīt sadaļu „References”), šis ūdens kvalitātes vērtējums ir

atšķirīgs salīdzinājumā ar makrobentosa un eksperta vērtējuma atzinumu. Jāatzīst, ka ūdens kvalitāte upēs ir mainīga dažādos upes posmos, var vērot izmaiņas sezonas laikā un citu faktoru ietekmē. Piemēram, ūdens ķīmisko analīžu dati 2014. gada pavasarī (atbilst sliktas kvalitātes) un vasarā Zaņas (atbilst labas kvalitātes) upes grīvā parādīja būtiskas izmaiņas. Sezonālas ūdens ķīmiskās kvalitātes robežvērtības mainās arī Tērvetes, Sidrabes un Vilces upēs. Piemēram, Tērvetes upē bija raksturīga augsta N koncentrācija, kas atbilda sliktai un ļoti sliktai ūdens kvalitātei, tikai novērota 2013.gada rudenī un 2014.gada pavasarī, bet citu vērtību salīdzinājums atbilda labai un augstai ūdens kvalitātei. Kopumā Latvijā gandrīz visas upes ir potomāla tipa un ūdens kvalitātes noteikšanai tiek pielietota strikta robežvērtību skala, tādēļ upju ūdens bioloģiskā kvalitāte bieži mainās sezonāli.

2.3. Datu matrica ar ievāktajiem veģetācijas novērtējuma datiem.

Skatīt 1.pielikumu.

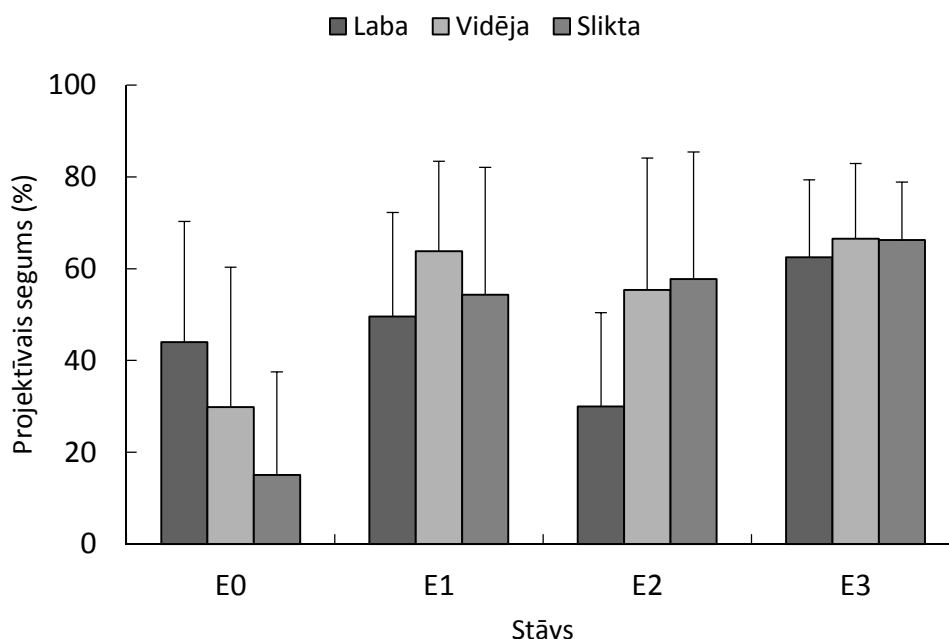
2.4. Datu matrica ar ievāktajiem kokaudzes novērtējuma datiem.

Skatīt 2.pielikumu.

3. Priekšlikumu un metodikas izstrāde par ekosistēmu pakalpojumu vērtību noteikšanu meža un saldūdens ekosistēmu kopumam

3.1. Apkopojums par ievāktajiem veģetācijas, kokaudzes un atmirušās koksnes datiem. Skatīt 3.pielikumu.

3.2. Rezultātu interpretēšana, datu statistiskā apstrāde Veģetācijas novērtējums



3.1.attēls. Vidējais sugu projektīvais segums pa stāviem krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti. Parādītas standartnovirzes (+ 1SD).

3.1.tabula

Vidējais sugu skaits, Shannon daudzveidības indekss un Pielou izlīdzinātības indekss krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti. Parādītas standartnovirzes ($\pm 1SD$).

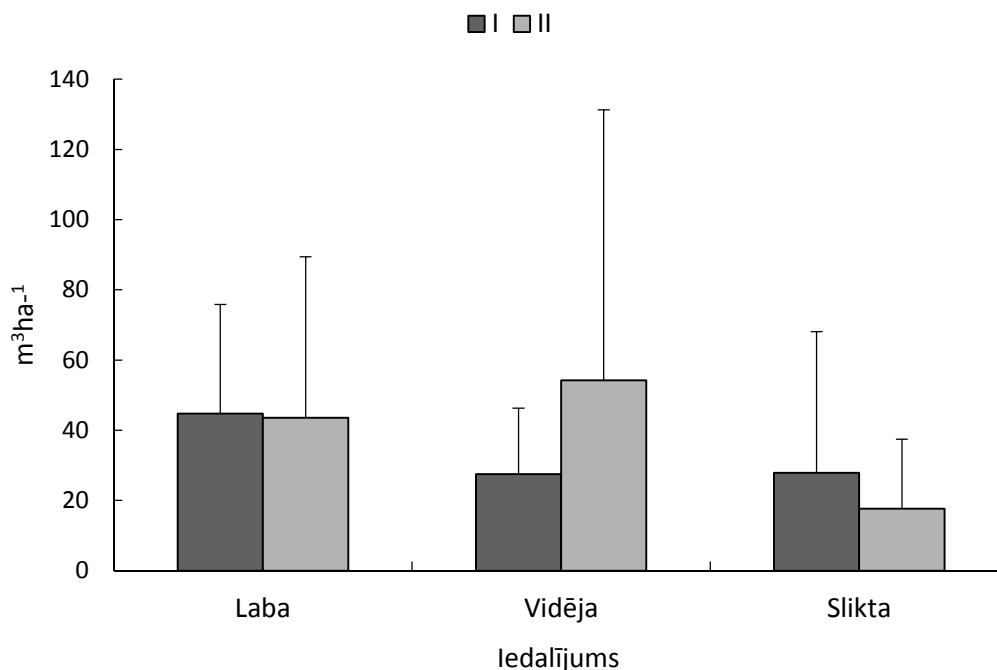
Ūdens kvalitāte	Laba		Vidēja		Slikta	
	I	II	I	II	I	II
Parauglaukums						
Sugu skaits	31,5 ± 10	27,2 ± 9,7	37,6 ± 7,4	28,2 ± 6,1	31,7 ± 10	31,2 ± 8,8
Shannon daudzveidības indekss	2,4 ± 0,5	2,2 ± 0,5	2,8 ± 0,4	2,6 ± 0,4	2,4 ± 0,5	2,4 ± 0,3
Pielou izlīdzinātības indekss	0,7 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,7 ± 0,1

Divfaktoru dispersijas analīze (ANOVA): Augu funkcionālo grupu raksturojuma parametri un sugu skaita (n) izmaiņas lakstaugu stāvā.

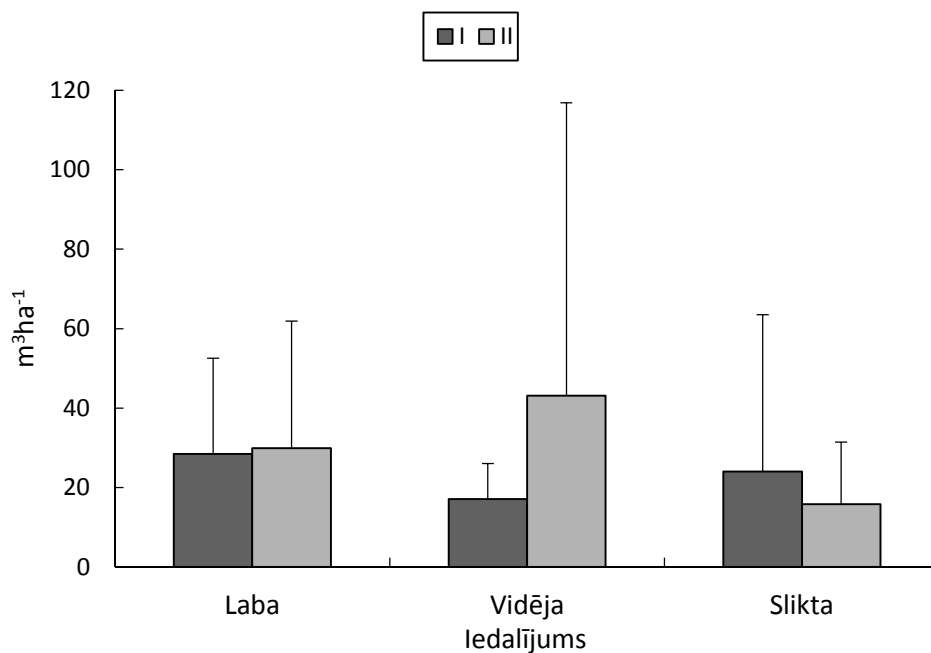
Parametri:		I vs II	Laba vs Slikta	Laba vs Vidēja	Vidēja vs Slikta
Stratēģijas:	Konkurenti (C)	0,04	nb	0,001	nb
	CR	nb	0,05	nb	nb
	S	nb	nb	nb	nb
	Strestoleranti (S)	nb	nb	nb	nb
Sēklu izplatība:	Dzīvnieki	0,001	nb	nb	nb
	Ūdens	0,004	0,02	nb	nb
	Vējš	nb	nb	nb	nb
Ellenberga vērtības:	Mitrums	0,0009	nb	nb	nb
	Slāpekļis (N)	nb	0,007	nb	nb
	Gaisma	nb	0,008	nb	nb

Tukey's HSD testa analīze parāda atšķirības starp parauglaukumiem (I vs II) un krastmalu mežiem blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti. Statistiski būtiskas atšķirības, ja $p < 0,05$, nb – nav būtiskas atšķirības.

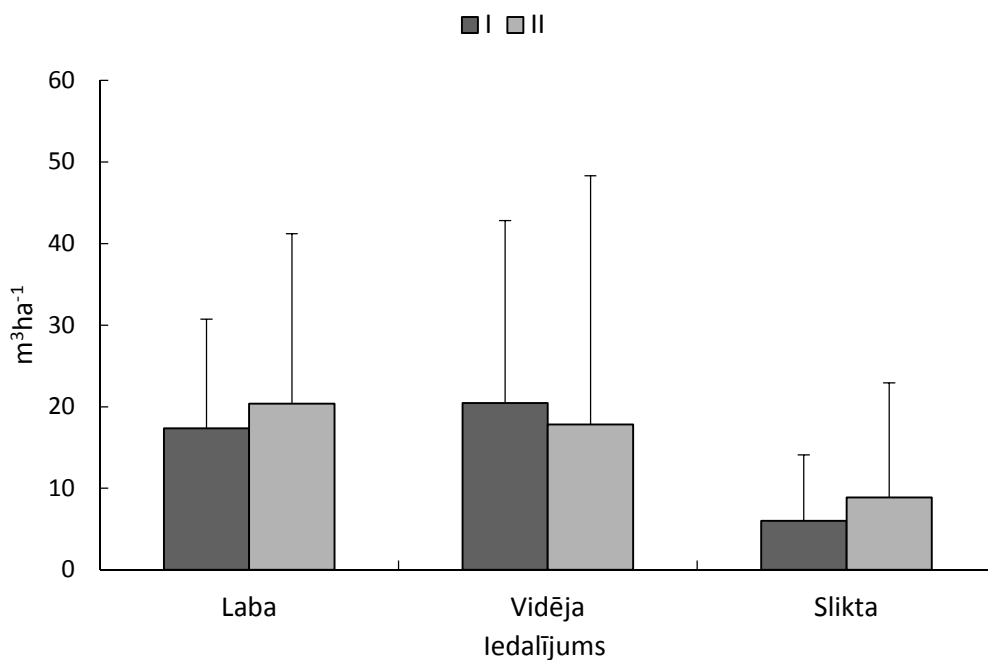
Kokaudzes struktūrelementi



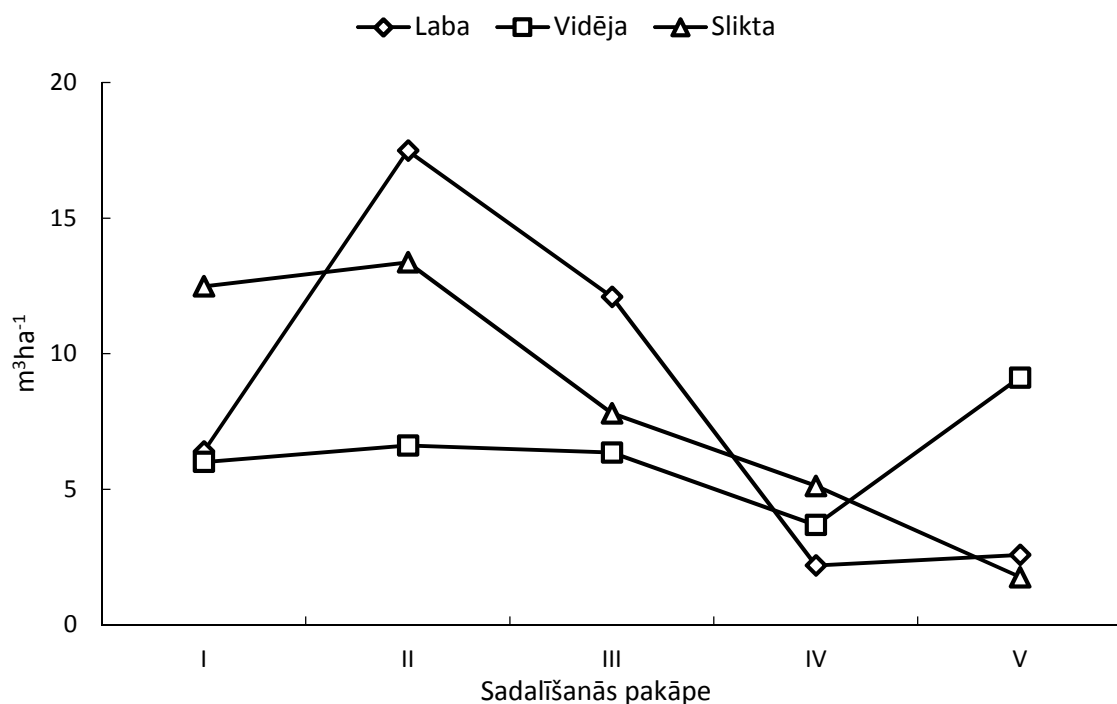
3.2.attēls. Kopējais atmirušās koksnes daudzums krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti, kā arī attālumu no 10–30m (I) un 60–80m no upes krasta. Parādītas standartnovirzes (+ 1SD).



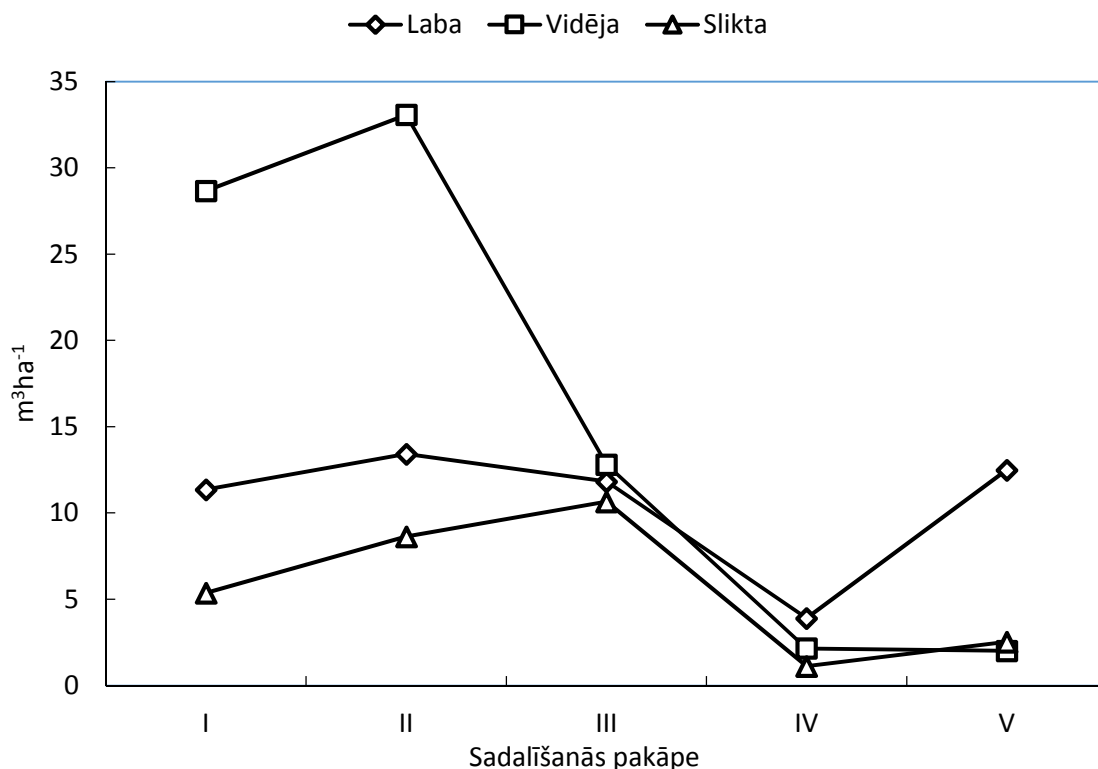
3.3.attēls. Kopējais kritalu apjoms krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti, kā arī attālumu no 10–30m (I) un 60–80m no upes krasta. Parādītas standartnovirzes (+ 1SD).



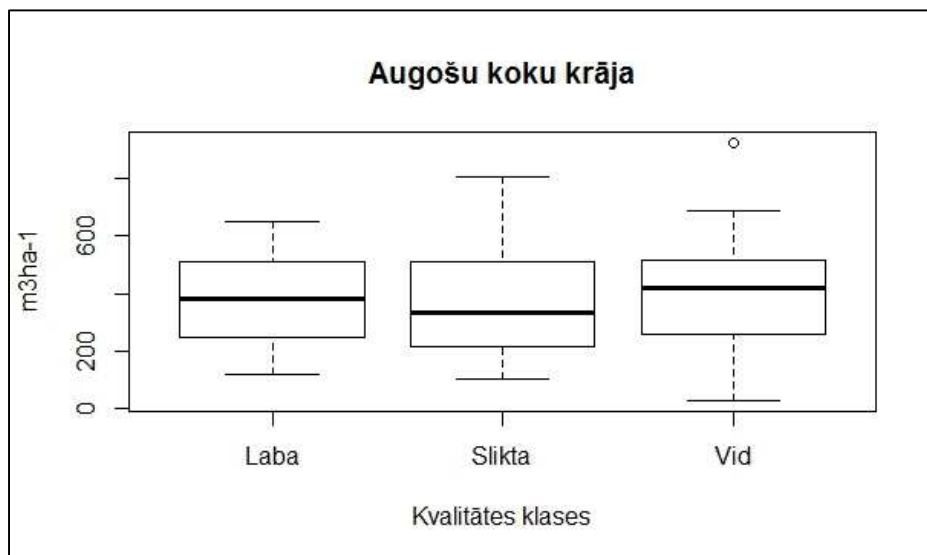
3.4.attēls. Kopējais sausokņu un stumbeņu apjoms krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti, kā arī attālumu no 10–30m (I) un 60–80m no upes krasta. Parādītas standartnovirzes (+ 1SD).



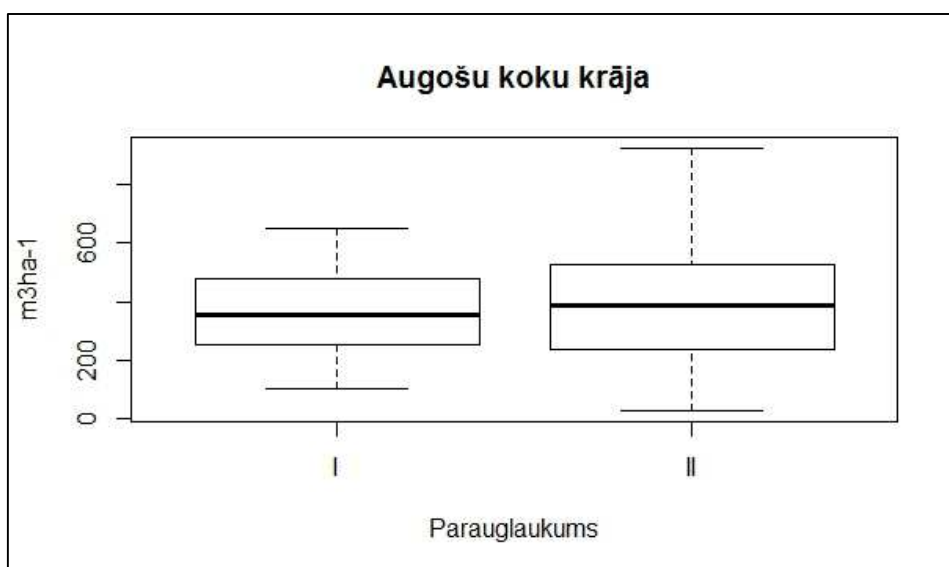
3.5.attēls. Kopējais kritalu apjoms pa sadalīšanās pakāpēm (I,II,III, IV un V) krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti, un attālumu 10–30m no upes krasta.



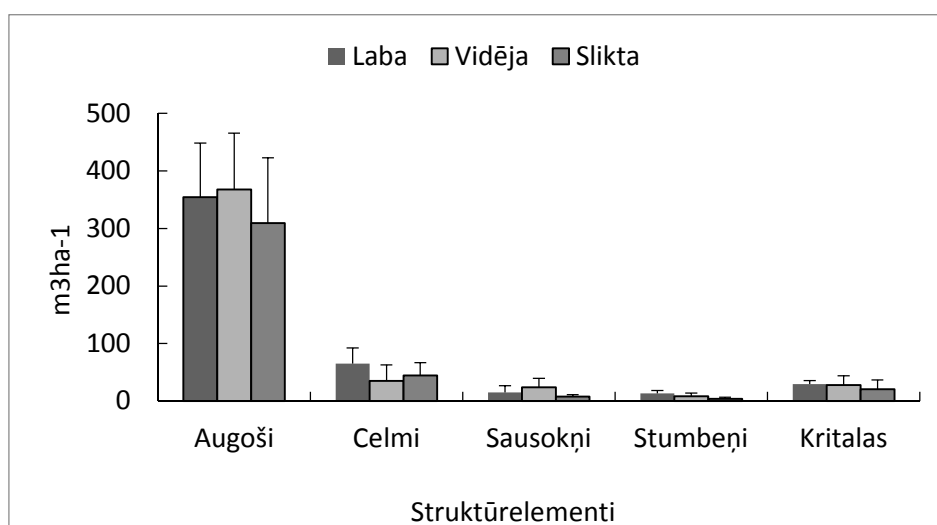
3.6.attēls. Kopējais kritalu apjoms pa sadalīšanās pakāpēm (I,II,III, IV un V) krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti, un attālumu 60–80m no upes krasta.



3.7.attēls. Vidējā augošu koku krāja krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju (Vid.) un sliktu ūdens kvalitāti.



3.8.attēls. Vidējā augošu koku krāja krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju (Vid.) un sliktu ūdens kvalitāti.



3.9.attēls Vidējā kokaudzes struktūrelementu krāja krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti. Parādītas standartnovirzes (+ 1SD). *Celmu krājas pielīdzinātas augošu koku dimensijām.

Kopsavilkums

Attēli un tabulas parāda atšķirības un līdzības veģētācijas un kokaudzes struktūrelementu novērtējumā krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu ūdens kvalitāti. Kā arī parauglaukumu attālumos 10–30m un 60–80m no upes krasta. Pētījuma mērķis bija novērtēt veģētācijas izmaiņas krastmalu mežos blakus upēm ar labu, vidēju un sliktu kvalitāti. Papildus novērot atšķirības krastmalu mežos attālumā 10–30m un 60–80m no upes krasta.

Veģētācijas novērtējums

Kopumā 90 parauglaukumos tika uzskaitītas 39 sūnu, 184 lakstaugu, 26 krūmu un 21 koku sugas. Veģētācijas projektīvā seguma novērtējumā (3.1. attēls) netika atrastas atšķirības starp I un II parauglaukumiem. Tika atrastas statistiski būtiskas atšķirības sūnu stāvā (E0) krastmalu mežos blakus upēm ar labu un sliktu ūdens kvalitāti ($p=0,001$). Tukey's HSD tests parādīja būtiskas atšķirības krūmu stāvā krastmalu mežos blakus upēm ar sliktu un labu ($p=0,001$), un sliktu un vidēju ($p=0,002$) ūdens kvalitāti. Būtiskas atšķirības netika atrastas lakstaugu un krūmu stāvos. Papildus tam, lielākais projektīvais segums sastopams lakstaugu un koku stāvā, bet mazākais sūnu stāvā blakus upēm ar sliktu ūdens kvalitāti (3.1. attēls).

Lielākais sugu skaits tika atrasts krastmalu mežos blakus upēm ar vidēju (vid. 37,6 sugas) upes kvalitāti, bet mazākais mežos blakus upēm ar labu ūdens kvalitāti, un 60–80 attālumā no upes krasta (vid. 27,2 sugas) (3.1.tabula). Statistiski būtiskas atšķirības tika konstatētas sūnu stāvā starp krastmalu mežiem blakus upēm ar labu un sliktu ($p=0,009$) ūdens kvalitāti. Novērtējot Shannon daudzveidības indeksu, būtiskas atšķirības tika atrastas starp I un II parauglaukumiem ($p=0,05$). Netika atrastas būtiskas izmaiņas sugu izlīdzinātības indeksā. Augu funkcionālo grupu novērtējumā tika skatīti divi parametri: stratēģijas un sēkļu izplatība. Rezultātā pastāv statistiski būtiskas atšķirības sugu skaitā ar konkurentu stratēģijām (3.2. tabula) mežos blakus upēm ar labu un vidēju ūdens kvalitāti ($p=0,001$), un starp I un II parauglaukumiem ($p=0,04$). Sugu skaits ar CR stratēģijām būtiski atšķiras mežos blakus upēm ar labu un sliktu ūdens kvalitāti ($p=0,05$). Sugu skaita izmaiņas sēkļu izplatībā būtiski atšķiras starp parauglaukumiem I un II ar sēkļu izplatības aģentiem – dzīvniekiem ($p=0,001$) un ūdeni ($p=0,004$). Kā arī ūdens ietekme uz sēkļu izplatību ir būtiska krastmalu mežos blakus upēm ar sliktu un labu ūdens kvalitāti ($p=0,02$). Vides faktoru ietekmē pēc Ellenberga skalām, būtiskas atšķirības atrastas mitruma, gaismas un slāpekļa faktoru ietekmē (3.2. tabula).

Kokaudzes struktūrelementi

Vislielākais atmirušās koksnes daudzums konstatēts krastmalu mežos blakus upēm ar vidēju ūdens kvalitāti ($154 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), bet vismazākais mežos blakus upēm ar sliktu ūdens kvalitāti ($1-5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Vidējais atmirušās koksnes daudzums krastmalu mežos Latvijā ir no $20-50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (3.2. attēls). Vidējais kritalu krājas apjoms mežos blakus upēm ar labu, un vidēju ūdens kvalitāti ir $25-60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Savukārt vismazākie kritalu krājas apjomi ir meža joslās blakus upēm ar sliktu ūdens kvalitāti ($10-15 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Vislielākais sausokņu un stubeņu (3.4. attēls) vidējās koksnes krājas apjoms konstatēts krastmalu mežos blakus upēm ar vidēju un labu ūdens kvalitāti ($20-50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Pretēji vismazākais mežos blakus upēm ar sliktu ūdens kvalitāti un 60–80m attālumā no upes krasta (līdz $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Statistiski būtiskas atšķirības netika atrastas starp atmirušās koksnes krāju mežos blakus upēm ar dažādu ūdens kvalitāti, kā arī starp parauglaukumiem (I vs II).

Atmirušās koksnes daudzveidības klātbūtne var raksturot iepriekšējo mežaudzes apsaimniekošanas režīmu. Vislielākā vidējā kritalu krāja 2. sadalīšanās pakāpē ($33 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) konstatēta 60–80m no krasta līnijas (iedalījumu skat. 2. pielikumā) krastmalu mežos blakus vidējas ūdens kvalitātes upēm (3.6. attēls). Kopumā teritorijās vislielāko koksnes apjomu sastāda pirmās un otrās sadalīšanās pakāpes atmirusī koksne un kritalas (3.5. un 3.6. attēls). Vidējās kritalu krājas apjoms pa sadalīšanas pakāpēm parāda, ka lielāka apjoma atmirusī koksne ir sastopama 60-80 m attālumā no upes krasta (3.6. attēls). Samērā liela apjoma kritalu daudzveidība (3.4. un 3.5. sadalīšanās pakāpēs) atrasta krastmalu mežos, kas atrodas 60–80 m

attālumā no upes krasta (vidēji līdz $15 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$). Mežaudzes krastmalu mežos ir daudzveidīgas un nereti ar lielu dimensiju atsevišķiem kokiem vai koku grupām. Vidējais augošās koksnes krājas sadalījums krastmalu mežos blakus vidējas un labas ūdens kvalitātes upēm ir aptuveni $390 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ (3.7. attēls). Jāuzsver, ka lielākas augošu koku krājas uzskaitītas krastmalas mežos, kas atrodas tālāk no upes krasta (60–80m) (3.8. attēls). Vismazākās augošu koku krājas sastopamas mežos pie vidējas kvalitātes upēm (3.7. attēls). Pretēji tam vislielākie atmirušās koksnes apjomi konstatēti tieši mežos blakus upēm ar vidēju ūdens kvalitāti (3.2. attēls). Kopumā (3.9. attēls) krastmalu meži glabā liela apjoma augošās un atmirušās koksnes apjomus. Arī veiktie saimnieciskie pasākumi to apliecina. Piemēram, ja uz uzmērīto celmu bāzes rekonstruēto koksnes apjomu pieliktu pie augošās vai atmirušās koksnes, tad kopējais koksnes apjoms pieaugtu par aptuveni $50\text{--}70 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$. Arī mežaudžu iedalījums pēc blakus upju ūdens kvalitātes liecina, ka mežaudzes pie sliktas kvalitātes upēm ir mazāk daudzveidīgas veģetācijas un kokaudzes novērtējuma aspektā.

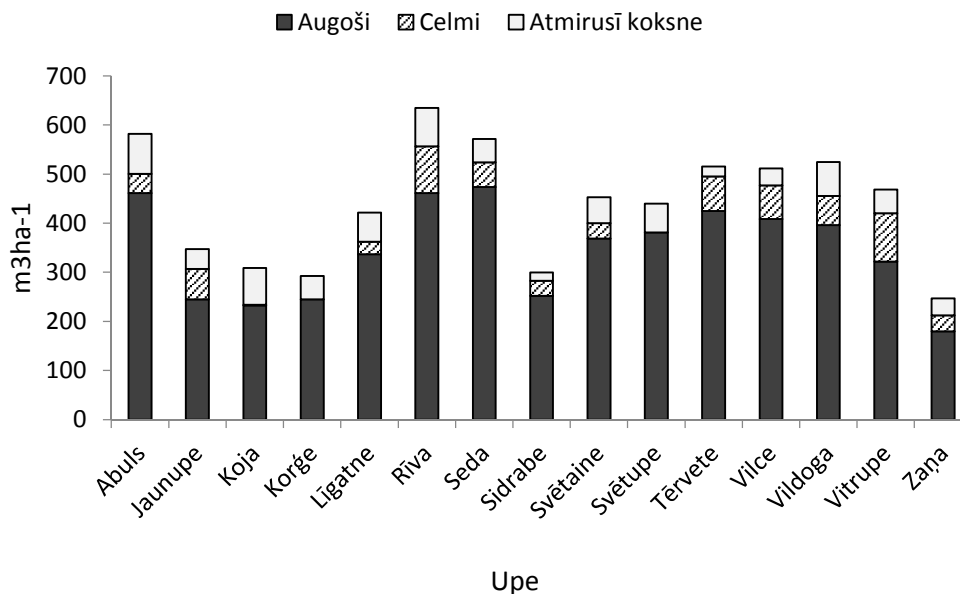
3.3. Meža un saldūdens ekosistēmu kvalitātes salīdzinājums un novērtējums

Veģetācijas novērtējums

Pētījuma rezultāti liecina, ka sugu skaits un projektīvais segums būtiski atšķiras krastmalu mežos blakus labas, vidējas un sliktas kvalitātes upēm. Pierādīts, ka krastmalu mežos ir sastopama liela floras un faunas sugu bagātība. Būtiskas izmaiņas sugu projektīvajā segumā atrastas sūnu (E0) un krūmu stāvos. Zema sugu daudzveidība, skaits un projektīvais segums konstatēts krastmalu mežos blakus sliktas kvalitātes upēm. Vairākos pētījumos apstiprināts, ka sūnu sugu sastopamību ietekmē audzes mikroklimats, sezonālie plūdi un cilvēku saimnieciskā darbība. Zemes lietojuma veida izmaiņas ir ietekmējušas krastmalu mežu sugu sastāvu un daudzveidību. Par piemēru tam kalpo augstais baltalkšņu mežu īpatsvars pie sliktas ūdens kvalitātes upēm. Baltalksnis ir izteikta pionierfāzes suga, kas strauji ieviešas auglīgās augsnēs, pamestās lauksaimniecības zemēs un atmatās.

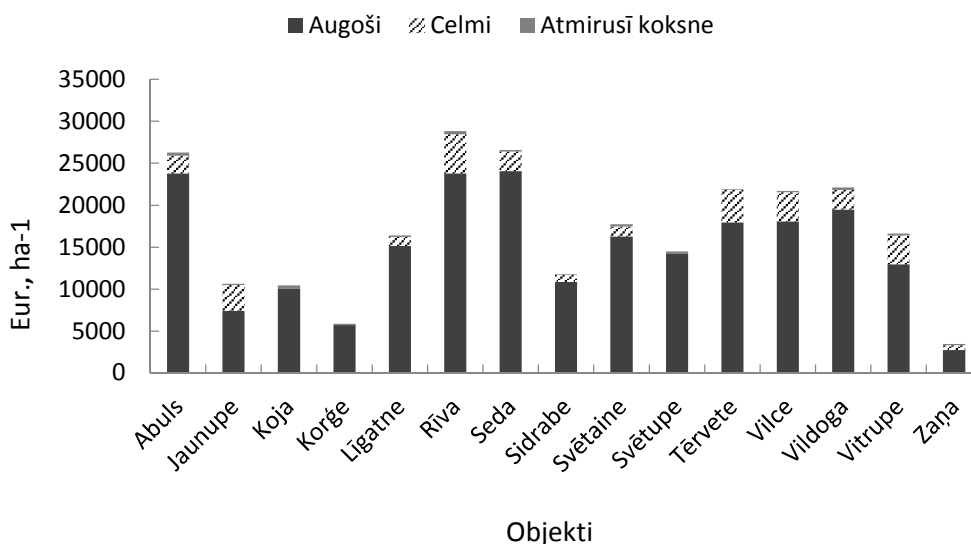
Liels projektīvais segums krūmu stāvā konstatēts mežos blakus sliktas ūdens kvalitātes mežaudzēm, kur koku stāvā dominē baltalksnis (3.3. tabula). Sugu sastāvs mainās dažādu dabisko traucējumu ietekmes rezultātā, tajā skaitā sezonālie plūdi ietekmē krastmalu mežu struktūras. Būtiski lielāks mitruma līmenis pēc Ellenberga skalām, tika konstatēts parauglaukumos tuvāk upes krastam. Arī ūdens ietekme sugu sēklu izplatībā bija būtiska starp krastmalu mežiem blakus labas un sliktas ūdens kvalitātes upēm. Sugu izplatībai ar ūdens palīdzību ir būtiska loma krastmalu mežu veģetācijas sastāva izveidē. Kā arī veiktais veģetācijas novērtējums parāda, ka sugu sastāvs, augu funkcionālo grupu sadalījums un abiotiskie faktori atšķiras krastmalu mežos blakus dažādas kvalitātes upēm. Piemēram, konkurentu sugu skaita pārsvars bija vērojams tuvāk upes krastam (3.2. tabula). Kopumā meži blakus labas ūdens kvalitātes upēm asociējas ar stabili audzes struktūru, daudzveidīgu sugu sastāvu (arī retu un aizsargājamu sugu atradnēm, piemēram, (*Linnaea borealis* L., *Allium ursinum* L. un *Lunaria rediviva* L.)). Pretēji tam krastmalu meži blakus sliktas ūdens kvalitātes upēm ir vairāk pakļauti abiotisko faktoru ietekmei (3.2. tabula), sugu daudzveidība un bagātība ir zemāka nekā citas ūdens kvalitātes krastmalu mežos (3.1. tabula), kā arī projektīvais segums sūnu un lakstaugu stāvos ir zems. Tāpat svarīgi ir apzināt buferjoslu funkcionēšanas efektivitāti krastmalu mežos blakus ar labu, vidēju vai sliktu ūdens kvalitāti. Piemēram, pētījumos Kanādā un Skandināvijā pierādīts, ka noteikta izmēra buferjoslas krastmalu mežos (5–30m, līdz 50m) nespēj pildīt tām paredzētās funkcijas, jo šajās joslās veidojas homogēnas audzes ar nabadzīgu lakstaugu un sūnu stāvu. Lai funkcionāli novērtētu buferjoslu efektivitāti un sugu daudzveidības saglabāšanu krastmalu mežos ir nepieciešama kompleksa pētījumu pieejas attīstīšana ainavas līmenī.

Kokaudzes struktūrelementu novērtējums



3.10.attēls. Vidējais koksnes krājas apjoms pētījuma objektos.

Vislielākā koksnes krāja konstatēta krastmalu mežos blakus labas ūdens kvalitātes upēm. Piemēram, mežaudzēs gar Rīvas upi (laba ūdens kvalitāte) vidējais koksnes krājas apjoms sasniedz $635 \text{ m}^3/\text{ha}^{-1}$, bet sliktas ūdens kvalitātes upes Zaņas krastmalu mežos tie ir $247 \text{ m}^3/\text{ha}^{-1}$. Pētījuma objektos atrasto celmu uzskaitījums (3.10. attēls) pielīdzināts koksnes apjomam krastmalu mežos Latvijā. Redzams, ka pētījuma objektos ar vislielāko vidējās krājas apjomu ir veikta saimnieciskā darbība pēdējā desmitgadē.



3.11. attēls. Vidējā monetārā vērtība par esošo un pielīdzināto (celmu) koksnes apjomu pētījuma objektos.

Krastmalu mežu iedalījums blakus dažādas ūdens kvalitātes upēm atspoguļojas arī mežaudžu ekonomiskajā izvērtējumā (koksnes monetārā vērtība). 3.11. attēlā mežaudzēm blakus labas kvalitātes upēm ir raksturīga augstākā monetārā vērtība starp pētījuma objektiem. Pētījuma objekti, kas atradās blakus upēm ar vidēju ūdens kvalitāti parādīja relatīvi augstu mežaudžu ekonomisko vērtību salīdzinot ar mežaudzēm blakus zemas ūdens kvalitātes upēm. Mežaudzēs pie zemas kvalitātes upēm konstatēti viszemākie rādītāji, piemēram, Zaņas, Kojas un Sidrabes upēs. Arī pie šīm upēm konstatētas zemākās monetārās vērtības celmiem salīdzinot ar krastmalu mežiem blakus labas un vidējas ūdens kvalitātes upēm.

Atjaunošanas izmaksu novērtēšanu veic pamatojoties uz teorētiskiem vides bojājumi. Pētījuma gadījumā var uzskatīt, ka kokaudzē konstatētie celmi liecina par zudušo koksnes apjomu, kuru var izteikt monetārā vērtībā kāda nepieciešama konkrēto koku atjaunošanai. Metode būtu pielietojama teorētiskā modelī, t.i., gadījumā, ja konkrēto koku ciršana būtu aizliegta saskaņā ar likumdošanas aktiem. Tai pat laikā tas pieļauj modelēt situāciju un apjaust vērtību, ja pilnībā kokaudze būtu noņemta kādā no izpētes objektā.

Secinājumi

Antropogēno darbību izraisītās degradācijas izvērtējums liecina par dažādo krastmalu mežu apsaimniekošanas režīmu pagātnē. Kā arī sugu daudzveidība, bagātība un segums krastmalu mežos ir būtiski atšķirīgs krastmalu mežos blakus labas un sliktas ūdens kvalitātes upēm. Kopumā, veicot veģetācijas un kokaudzes novērtējumu, secināts, ka nepastāv būtiskas atšķirības starp krastmalu mežiem blakus labas un vidējas kvalitātes upēm. Trūkst zinātniski pamatotu argumentu noteiktajiem ūdensteču buferjoslu platumiem pasaulē, respektīvi, to nozīmei piekrastes mežu aizsardzībai un funkcionalitātei audzes un ainavas līmenī. Pastāvot noteiktajiem saimnieciskās darbības ierobežojumiem buferjoslās, krastmalu mežu joslas daudzos gadījumos nepilda savas funkcijas, piemēram, notiek krastu erozija, sedimentu daļiņu ieplūde un strukturāli viendabīgu audžu veidošanās. Rezultāti liecina to, ka mežaudzēs blakus upēm ar sliktu ūdens kvalitāti dominē viendabīgas un ekonomiski mazvērtīgas baltalkšņu audzes ar zemu sugu daudzveidību sūnu un zemsedzes augu sugu skaitu. Lai veidotu ekonomiski augstvērtīgas un strukturāli daudzveidīgas mežaudzes, nepieciešams izvērtēt dabisko traucējumu atdarināšanas potenciālu ieviešanai Latvijas krastmalu mežu ilgtspējīgā apsaimniekošanā. Kompleksa pieeja krastmalu mežu apsaimniekošanā var balstīties tikai kvalitatīvos un precīzos datus, kuru iegūvi var nodrošināt LiDAR tehnoloģijas (aerolāzerskenēšanas) izmantošana. Kompleksa krastmalu mežu apsaimniekošana ietver gan ekoloģiskos, gan hidroloģiskos, gan mežsaimnieciskos apsvērumus.

3.3. tabula

Parauglaukumu atrašanās vietu, buferjoslu platuma un dominējošo sugu raksturojums

Nr.	Upe	N koordin.	E koordin.	Upes garums (km)	Buferjoslas Platums ¹ (m)	Upes kvalitāte ²	Transektes Numurs ³	Parauglaukums ⁴	Dominējošās koku sugas ⁵
1	Vitrupe	5739052	2428946	49	100	Laba	1	I	B, P
2	Vitrupe	5739043	2428947	49	100	Laba	1	II	A, Kļ
3	Vitrupe	5739052	2426849	49	100	Laba	2	I	Kļ, P, Gob
4	Vitrupe	5739068	2426842	49	100	Laba	2	II	E, B
5	Vitrupe	5738860	2425600	49	100	Laba	3	I	L, Gob
6	Vitrupe	5738869	2425594	49	100	Laba	3	II	P, E
7	Jaunupe	5743171	2426124	4,4	10	Laba	1	I	E, Gob
8	Jaunupe	5743169	2426123	4,4	10	Laba	1	II	E, Ma
9	Jaunupe	5743541	2425345	4,4	10	Laba	2	I	B, P
10	Jaunupe	5743541	2425343	4,4	10	Laba	2	II	B, P
11	Jaunupe	2744459	2424831	4,4	10	Laba	3	I	Ma
12	Jaunupe	5744458	2424831	4,4	10	Laba	3	II	Ba
13	Līgatne	5711818	2503512	31	100	Laba	1	I	Ba
14	Līgatne	5711813	2503577	31	100	Laba	1	II	E, B
15	Līgatne	5712522	2503390	31	100	Laba	2	I	Oz, E
16	Līgatne	5712525	2503440	31	100	Laba	2	II	Oz, B
17	Līgatne	5712905	2503902	31	100	Laba	3	I	Kļ, E

18	Līgatne	5712900	2503940	31	100	Laba	3	II	Os, B
19	Vildoga	5713043	2458515	10	50	Laba	1	I	E
20	Vildoga	5713061	2458565	10	50	Laba	1	II	E, B
21	Vildoga	5713416	2458624	10	50	Laba	2	I	B, E
22	Vildoga	5713412	2458680	10	50	Laba	2	II	B, P
23	Vildoga	5713954	2458521	10	50	Laba	3	I	E
24	Vildoga	5713963	2458565	10	50	Laba	3	II	B
25	Seda	5747342	2526857	62	100	Laba	1	I	E, P
26	Seda	5747369	2530374	62	100	Laba	1	II	E
27	Seda	5747388	2530390	62	100	Laba	2	I	E
28	Seda	5747267	2531821	62	100	Laba	2	II	E
29	Seda	5747280	2531815	62	100	Laba	3	I	E, P
30	Seda	5747289	2531811	62	100	Laba	3	II	P, E
31	Korģe	5745707	2427538	14	50	Laba	1	I	Ba
32	Korģe	5745718	2427571	14	50	Laba	1	II	Ba, Gob
33	Korģe	5745657	2428462	14	50	Laba	2	I	Gob
34	Korģe	5745645	2428480	14	50	Laba	2	II	P, E
35	Korģe	5745779	2729450	14	50	Laba	3	I	A, Ba, B
36	Korģe	5745764	2429402	14	50	Laba	3	II	B
37	Rīva	5656772	2121526	53	100	Laba	1	I	E
38	Rīva	5656776	2121484	53	100	Laba	1	II	P
39	Rīva	5657346	2120963	53	100	Laba	2	I	E
40	Rīva	5657319	2121004	53	100	Laba	2	II	E
41	Rīva	5657883	2121101	53	100	Laba	3	I	P, E
42	Rīva	5657854	2121059	53	100	Laba	3	II	L, P, Oz
43	Svētupe	5743468	2427026	58	100	Slikta	1	I	Ba, Ba, L
44	Svētupe	5743488	2427031	58	100	Slikta	1	II	E, B
45	Svētupe	5742687	2430083	58	100	Slikta	2	I	E, P
46	Svētupe	5742669	2430084	58	100	Slikta	2	II	P, L, B
47	Svētupe	5742673	2430857	58	100	Slikta	3	I	L, Ba, B
48	Svētupe	5742673	2430857	58	100	Slikta	3	II	B, Kļ
49	Tērvete	5628478	2322818	68	100	Slikta	1	I	Gob
50	Tērvete	5628514	2322814	68	100	Slikta	1	II	Kļ, P, L
51	Tērvete	5629152	2323033	68	100	Slikta	2	I	Ma
52	Tērvete	5629176	2323043	68	100	Slikta	2	II	Oz, E
53	Tērvete	5629676	2323583	68	100	Slikta	3	I	P, L
54	Tērvete	5629645	2323578	68	100	Slikta	3	II	P, Ba, L
55	Sidrabe	5624775	2338890	49	100	Slikta	1	I	P
56	Sidrabe	5624794	2338854	49	100	Slikta	1	II	B, Os
57	Sidrabe	5624081	2338217	49	100	Slikta	2	I	Oz, B
58	Sidrabe	5624081	2338220	49	100	Slikta	2	II	Ba, L
59	Sidrabe	5622882	2337832	49	100	Slikta	3	I	Ba
60	Sidrabe	5622897	2337873	49	100	Slikta	3	II	Ba
61	Zaņa	5634336	2322756	48	100	Slikta	1	I	Ba
62	Zaņa	5634224	2222727	48	100	Slikta	1	II	Ba
63	Zaņa	5633886	2219750	48	100	Slikta	2	I	Ba

64	Zaņa	5633871	2219756	48	100	Slikta	2	II	Ba, Kļ
65	Zaņa	5632711	2215838	48	100	Slikta	3	I	Ba
66	Zaņa	5632697	2215831	48	100	Slikta	3	II	Ba
67	Koja	5638340	2155990	25	50	Slikta	1	I	E, B
68	Koja	5638359	2156013	25	50	Slikta	1	II	E, B
69	Koja	5638014	2154839	25	50	Slikta	2	I	Ba
70	Koja	5637992	2154872	25	50	Slikta	2	II	B
71	Koja	5637343	2153160	25	50	Slikta	3	I	Ba
72	Koja	5637351	2153219	25	50	Slikta	3	II	B, Ba
73	Abuls	5733276	2531514	52	100	Vidēja	1	I	P, L
74	Abuls	5733245	2531529	52	100	Vidēja	1	II	E
75	Abuls	5733180	2530682	52	100	Vidēja	2	I	P, E
76	Abuls	5733154	2530703	52	100	Vidēja	2	II	E
77	Abuls	5732953	2529790	52	100	Vidēja	3	I	E
78	Abuls	5732916	2529789	52	100	Vidēja	3	II	P
79	Vilce	5624742	2332721	48	100	Vidēja	1	I	B, Kļ
80	Vilce	5624714	2332694	48	100	Vidēja	1	II	Kļ, Oz
81	Vilce	5625382	2332276	48	100	Vidēja	2	I	L, Os
82	Vilce	5625406	2332281	48	100	Vidēja	2	II	B, P
83	Vilce	5625648	2331529	48	100	Vidēja	3	I	Ba, Gob, A
84	Vilce	5625654	2331574	48	100	Vidēja	3	II	E, B
85	Svētaine	5627691	2316251	18	50	Vidēja	1	I	B, Os
86	Svētaine	5627669	2316217	18	50	Vidēja	1	II	P, E
87	Svētaine	5627643	2315069	18	50	Vidēja	2	I	Ba, Os
88	Svētaine	5627670	2315060	18	50	Vidēja	2	II	B, Os
89	Svētaine	5627317	2314219	18	50	Vidēja	3	I	Vīt, Ba
90	Svētaine	5627334	2314241	18	50	Vidēja	3	II	Vīt, Ba

Paskaidrojumi:

Bufejjoslas platums¹– Upes buferjoslas platums pēc Aizsargjoslu likuma (19.11.2014).

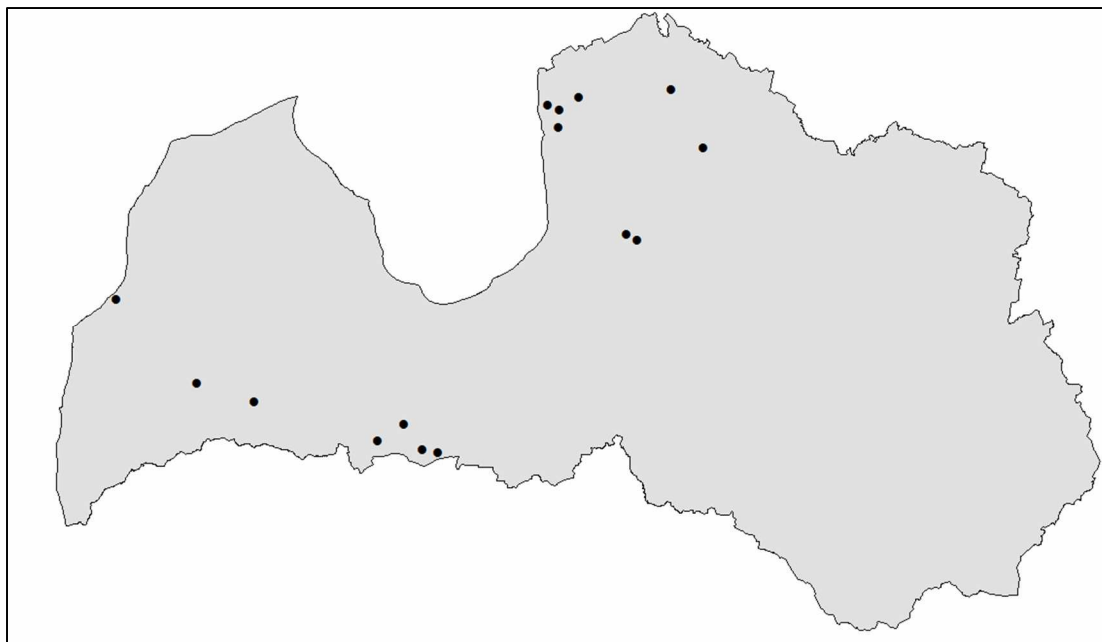
Upes kvalitāte²– Laba, vidēja vai slikta. Pēc Lielupes, Gaujas un Ventas baseinu apsaimniekošanas plāniem.

Transektes numurs³ – Upes posmā ierīkotas 3 transektes, attālums starp transektēm ir 1 km.

Parauglaukums⁴– Katrā transektē ierīkoti 2 parauglaukumi, kas atrodas 10–30m (I) un 60–80 m (II) attālumā no upes krasta.

Dominējošās koku stāva sugas⁵– P–priede, E–egle, B–bērzs, L–liepa, Pīl–pīlādzis, Gob–goba, Kļ–kļava, Iev–ieva, Ma–melnalksnis, Bl–blīgzna, Vīt– vītols.

Lauku darbu metodika



3.12. attēls. Transektu izvietojums. Katrs punkts upes posmā attēlo trīs transektes.

Lauku darbu metodika

Upju kvalitātes klases:

1. Slikta (ekoloģiskā kvalitāte – slikta līdz ļoti slikta)
2. Vidēja (ekoloģiskā kvalitāte – vidēja)
3. Laba (ekoloģiskā kvalitāte – laba līdz augsta)

Katrā upes posmā ierīkoti 3 transektes (3.3. tabula un 3.12. att.), attālums starp tām ir 1 km. Katrā transektē ierīkoti divi parauglaukumi (10–30 m un 60–80m attālumā no upes krasta). Ierīkotā parauglaukuma izmērs ir 20×20m (400m²);

Veģetācijas novērtējums

Katrā parauglaukumā tika veikta veģetācijas uzskaitē izmantojot Brauna – Blankē metodi, kur par pamatu tiks izmantotas klases: atsevišķi indivīdi – (+).. <1 %; I – 1..5 %, II – 5..25 %; III – 25..50 %; IV – 50..75 %; V – 75..100 %. Šādi tika novērtēti sūnu stāva (E0), lakstaugu stāva (E1), krūmu stāva (E2) un koku stāva (E3) katras sugas un kopējais stāva projektīvais segums procentos (%).

Kokaudzes struktūrelementi

Augošu koku, sausokņu un stubeņu un kritalu caurmēri tiks uzmērīti ar dastmēru, mazākā uzmērītā caurmēra pakāpe ir 6 cm. Augošiem kokiem, sausokņiem un stubeņiem augstums (h) mērīts ar Suunto augstummēru.

Kritalu caurmēra uzmērījumi veikti tievgalī un resgalī. Mērījumā netiks iekļauta daļa, kuras caurmērs ir mazāks par 10 cm. Ar 50m mērlenti noteikts kritalas garums. Ja kritalas daļa atrodas ārpus attiecīgā parauglaukuma teritorijas, tad uzmērīta tikai daļa, kas atrodas parauglaukuma robežās.

Atmirušās koksnes sadalīšanās pakāpes tika noteiktas pēc Hunter (1990) skalas. Sadalīšanās pakāpes: 1. – kokaugs nesen atmiris, miza neskarta un koksnes krāsa – sākotnējā; 2. – stumbra forma apaļa, nav daži mizas gabali, koksnes tekstūra cieta un krāsa – sākotnējā; 3. – koksne pusmīksta, miza mazāk par 50%, sākotnējā krāsa – mainījusies; IV – koksne mīksta, miza nav, koksnes tekstūru raksturo mazi un irdeni gabali; V – stumbra daļas izzudušas, atlikušās daļas iegrimušas augsnē, koksne pavisam mīksta, un tās tekstūru raksturo mazi un irstoši gabali, nereti uz virsmas attīstījusies veģetācija. Uzmērīts arī atrasto celmu diametrs.

Datu apstrāde: Ievāktie dati apkopotu tālākai datu apstrādei. Datu statistiskā apstrāde veikta izmantojot datorprogrammu R.

3.4. Metodikas izstrāde par ekosistēmu pakalpojumu vērtību noteikšanu meža un saldūdens ekosistēmās.

Kopsavilkums

Ekosistēmu pakalpojumi ir nosacījumi un procesi, kas nodrošina dabiskās ekosistēmas un arī cilvēku eksistenci (Daily, 1997). Ekosistēmu pakalpojumu koncepcija ietver apgādes, nodrošinājuma, ražošanas un aizsardzības funkcijas, nodrošinot cilvēcei nozīmīgus produktus un pakalpojumus. Šādi produkti ir jūras veltes, lopbarība, koksne, biomasa, dabiskās šķiedras, farmakoloģiskie preparāti un rūpniecībai nepieciešamie produkti, kā arī tādi pakalpojumi kā bioloģiskās daudzveidības nodrošināšana, organisko vielu sadalīšana, attīrīšana, pārstrāde un atjaunošana (Daily, 1997; Norberg, 1999) un estētiskie, kulturālie ieguvumi. Ekosistēmu pakalpojumi ir definējami dažādi atkarībā no mēroga un perspektīvas (Daily, 1997). Tomēr de Groot et al. (2002) ir radījis metodoloģiju salīdzinošām ekoloģiskās ekonomikas analīzēm, izveidojot tipoloģiju ekosistēmu produktu un pakalpojumu raksturošanai, klasifikācijai un novērtēšanai.

Ekonomikas teorijā ir izdalīti četri kapitāla veidi – cilvēku, finansiālais, ražošanas un dabas kapitāls. Ekosistēmu pakalpojumi uzskatāmi par „dabas kapitāla” ekvivalentu. Attīstīto valstu ekonomikas pamatā izmantoti pirmie trīs kapitāla veidi (tie arī uzskatīti par limitējošajiem faktoriem), lai transformētu dabas kapitālu, kas uzskatīts par „izplatītu un pieejamu bez maksas”, patērētājiem pieejamās precēs un pakalpojumos (Hawken et al., 2013). Ekosistēmu pakalpojumi visbiežāk ir klasificējami kā brīvpieejas vai „sabiedriskie” pakalpojumi – tas nozīmē, ka tiem ir grūti identificēt ražotāju, tās organizāciju un transakciju izmaksas (Chee et al., 2004). Šāds īpašumtiesību iztrūkums nosaka to, ka trūkst iniciatīvas dabas kapitāla ilgtspējīgai apsaimniekošanai (Chee et al., 2004). Ekonomiskajās analīzēs ekosistēmu pakalpojumi parādās reti. Costanza et al. (1997) pētījumā, kurā novērtēta pasaules ekosistēmu pakalpojumu un dabas kapitāla vērtība, minēts, ka ekosistēmu pakalpojumi netiek pilnībā iekļauti tirgus novērtējumā un atbilstoši izteikti skaitļos, un tāpēc to nozīme rīcības politikas lēmumos ir proporcionāli mazāka.

Ekosistēmu pakalpojumu izvērtēšana sniedz vairākās priekšrocības: (i) uzlabo izpratni par problēmām un saistītajiem kompromisiem; (ii) vērtējumus var izmantot lēmumu pieņemšanā; (iii) ilustrē kapitāla sadalījumu un tādējādi sadala apsaimniekošanas izmaksas un (iv) veicina inovatīvu institucionālo un tirgus instrumentu izveidi (Daily, 1997; Dasgupta et al., 2000; Salzman et al., 2001). Piemēram, Ņujorkas pilsētas administrācija nolēma, ka ieguldījums Catskills kalnu sateces baseina ekoloģiskās integritātes atjaunošanā ir ilgtermiņā izdevīgāks nekā jaunas ūdens attīrīšanas stacijas būvniecība (PCAST, 1998). Sateces baseina atjaunošana nodrošinātu arī papildus pakalpojumus, tādus kā plūdu un erozijas kontroli, oglekļa piesaisti un estētisko vērtību. Šī projekta ietvaros tika piesaistīti līdzekļi zemes iegādei, apbūves attīstības apturēšanai, kompensācijām par saimnieciskās darbības ierobežojumiem un subsīdijām attīrīšanas sistēmu uzlabošanai (PCAST, 1998). Šādi piemēri parāda, ka ekosistēmu pakalpojumu novērtēšana ir nepieciešama un palīdz lēmumu pieņemšanas procesā saistībā ar dabas kapitāla ilgtspējīgu apsaimniekošanu. Tādējādi ekosistēmu pakalpojumu izvērtēšana veicina pilnīgāku dabas kapitāla iekļaušanu ekonomiskās attīstības scenārijā un ekonomiskās rīcības politikas ieviešanā (Munda, 2000).

Ekoloģiskais, sociālais un ekonomiskais raksturojums

Ekoloģiskais raksturojums

Mežaudžu nozīme ūdensteču krastos

Mežaudzes ūdensteču krastos jeb krastmalu meži nodrošina vairākus ekosistēmu pakalpojumus un to produktus, un tie veido lielu daļu no mežu ainavām kopumā (Naiman & Décamps, 1997; Gundersen et al., 2010; Luke et al., 2007). Jaunākie pētījumi apstiprina, ka arī nelieli daudzveidīgi krastmalu meži pilda nozīmīgu lomu ekosistēmu funkcionēšanā un bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā (Atkins et al., 2013; Zimmer et al., 2013), kaut gan senākos pētījumos atrodami arī pretēji apgalvojumi. Neskatoties uz to, krastmalu mežu funkciju nozīmīgums ir daudz pētīts tieši pēdējās desmitgadēs (Toth, 1963; Buttle, 2002; Vidon & Hill, 2004) un secināts, ka šādu mežu saglabāšana jāanalizē ainavas līmenī.

Krastmalu meži ir pārejas josla starp ūdens un sauszemes ekosistēmām, kas kalpo kā nozīmīgi bioloģiskās daudzveidības saglabātāji (Gregory et al., 1991). Līdz ar cilvēka intensīvās darbības pieaugumu ekonomiski izdevīgās zemes platībās, ir palielinājusies slodze uz dabiskām ekosistēmām (Mensing et al., 1998; Schlesinger 2009) un tās laika gaitā ir pārveidotas. Latvijas teritorijai raksturīgs salīdzinoši blīvs upju tīkls – tā vidējais blīvums ir 0,6 km/km² (www.upes.lv). Gandrīz visas saldūdens ekosistēmas un to apkārtējās teritorijas ir pakļautas antropogēnajai slodzei un piesārņojuma ietekmē var zaudēt savas funkcijas. Pastāv dažādi iemesli, kāpēc pazeminās vides, tajā skaitā arī saldūdens, kvalitāte. Dažādas antropogēnās darbības izraisījušas pastiprinātu upju eitrofikāciju (Bunn et al., 1999), kas atstājusi negatīvu ietekmi uz agrāk bieži sastopamām augu un dzīvnieku sugām (Urtāns, 2008). Par vienu no galvenajiem iemesliem atzīta ūdensteču bagātināšanās ar fosfora un slāpekļa savienojumiem (Hill, 1996) no punktveida piesārņojuma avotiem, sateces baseina izkliedētās biogēnu noplūdes, kā arī cita veida piesārņojums un izskalojumi (Madsen, 1995). Mazāk vērtēta ir upju funkciju degradācija saistībā ar cilvēka ekstenzīvas darbības samazināšanos upju krastu joslā (Urtāns, 2008). Nepieciešams meklēt un izvērtēt dažādus risinājumus, kas samazinātu biogēnu noteci vai pat pilnībā to pārtvertu. Viens no fundamentāliem risinājumiem upju piesārņojuma mazināšanai ir to krastos veidot bioloģiski daudzveidīgas un produktīvas mežaudzes, kas spēj pārtvert un uzkrāt piesārņojuma vielas, izskalojumus un biogēnus (Osborne & Kovacic, 1993; Cowx & Welcomme, 1998; Broadmeadow & Nisbet, 2004; Mayer et al., 2007), vienlaicīgi ņemot vērā arī to, ka:

- 1) upes un to piekrastes josla ir nozīmīga augu un dzīvnieku dzīves vieta un migrācijas koridori (Lite et al., 2005; Richardson et al., 2007; Kuglerová et al., 2014);
- 2) upes un piekrastes josla sniedz sabiedrībai daudzpusīgus ekosistēmu pakalpojumus (Loomis et al., 2000; Amigues et al., 2002).

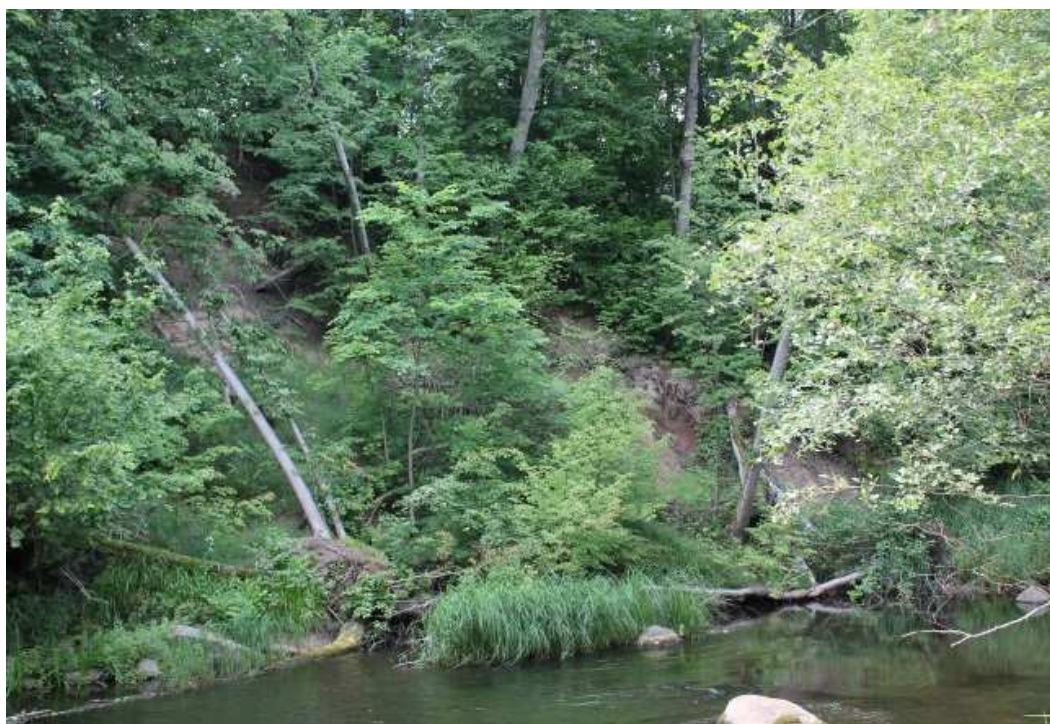
Jāapzinās, ka mežaudzēs esošā bioloģiskā daudzveidība un to veidojošie veģetācijas tipi (mežaudzes, krūmāji, zālāji) dažādi ietekmē upju krastos notiekošos procesus, piemēram, krasta eroziju samazina krūmu stāvs (Kreutzweiser & Capell, 2001), bet sedimentus visintensīvāk uzkrāj dažādi zālaugi.

Mežaudžu kvalitāte

Mežaudžu telpiskā dinamika Latvijā pēdējās desmitgadēs ir veicinājusi upju krastu joslu aizaugšanu un strauju pioniersugu (piemēram, baltalksnis *Alnus incana*) izplatību reģionā (Uri et al., 2011), pilnīgu vai daļēju mozaīkveida ainavas pārveidošanos par meža teritorijām ar tām raksturīgajām īpašībām. Šādi mežaudžu dabiskās sukcesijas procesi noris mazapdzīvotos reģionos un/vai vietās, kur pastāv ierobežoti vai apgrūtināti apstākļi saimnieciskās darbības veikšanai. Kā piemērus var minēt: 1) likumdošanā noteiktie aprobežojumi, kas veicinājuši mežaudžu neapsaimniekošanu pēdējās desmitgadēs (Lazdinis & Angelstam, 2005); 2) cilvēku skaita samazināšanās un pārceļšanās no lauku teritorijām uz reģiona centriem vai ārvalstīm (www.csb.lv), kas veicina neapsaimniekotu platību pieaugumu (Uri et al., 2011) lauku reģionos un vietējo resursu neizmantošanu (piemēram, kurināmā sagāde); 3) dažādu lokālu un globālu procesu ietekmē strauji samazinās mājsaimniecību skaits, kas apsaimnieko īpašumus, tajā skaitā, neveic upju krastu noganīšanu, siena vākšanu u. c. darbības. Minēto un citu līdzīgu

procesu ietekmē upju krastu joslās pieaug mežaudzes ar dažādu koku sugu sastāvu. Lielu daļu no krastmalu mežiem reģionā veido baltalkšņu audzes (Liepiņš et al., 2008; Uri et al., 2011). Ir pierādīts, ka baltalkšņu audzes nespēj pilnvērtīgi pildīt noteces ūdeņu filtrāciju, kā rezultātā ūdenstecēs ieplūst ūdeņi ar augstu biogēnu un sedimentu saturu (Mander et al., 1997).

Krastmalu mežu apsaimniekošanas intensitātes samazināšanās vai pārtraukšana (Lazdinis & Angelstam, 2005) ir sekmējusi mežaudžu nobriešanu. Mežaudzēs esošie koki, pārsniedzot bioloģisko vecumu vai arī citu abiotisko faktoru ietekmē, sāk atmirt un sabrukt (Stokland et al., 2012). Atmiris koks (sausoknis, stumbenis vai kritala) vai tā daļas ir dzīvotne daudzām floras un faunas sugām un ir nozīmīgas bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai (Angelstam et al., 2003; Müller & Bütler, 2010) meža ekosistēmās. Pierādīts, ka liela apjoma atmirušās koksnes daudzuma klātbūtne mežaudzēs būtiski palielina sugu skaita pieaugumu, sastāvu un daudzveidību (Müller & Bütler, 2010). Pētījumos minēts (Fortino et al., 2004; Buttle et al., 2009), ka krastmalu mežu apsaimniekošana atstāj negatīvas sekas uz saldūdens ekosistēmām, piemēram, samazinoties koku vainagu noēnojumam, ūdenstecē paaugstinās ūdens temperatūra, kas palielina barības vielu koncentrāciju, palielinās sedimentu nogulsnes u. c. Pretēji ir apstiprināts, ka ūdens kvalitātes pazemināšanās un biotisko procesu negatīva ietekme ir vērojama arī neapsaimniekotās krastmalu mežu buferjoslās (Lecerf & Richardson, 2010). Periodisku dabisko traucējumu un mežaudzes atjaunošanās trūkums izraisa mežaudzes viendabīgumu (Lecerf & Richardson, 2010), kā rezultātā samazinās krastmalu mežu strukturālā un funkcionālā daudzveidība (Kreutzweiser et al., 2008). Lai saglabātu bioloģisko daudzveidību un nodrošinātu buferjoslu efektīvu funkcionēšanu, apsaimniekošanas pasākumi, kas atdarina dabisko traucējumu norisi (emulation of natural disturbance), praktizējami krastmalu mežu buferjoslās (Sibley et al., 2012). Atzīts, ka vienota, stingri noteikta un aizsargājama krastmalu mežu josla nespēj nodrošināt saldūdens ekosistēmu aizsardzību (Kuglerová et al., 2014). Turklāt norādīts, ka sezonālo plūdu laikā liela apjoma atmirušās koksnes daudzums saldūdens ekosistēmās paaugstina krastmalu erozijas draudus, un sekmē jauno koku vai to daļu iekrišanu upē. Minēto faktu apliecina attēli, ierīkojot mežaudžu novērtēšanas parauglaukumus Latvijā (3.12. un 3.13. att.). Savukārt stabila lakstaugu un krūmu stāva veģetācija pasargā upju krastus no erozijas draudiem (Jansson et al., 2007, Luke et al., 2007).



3.12. attēls. Krastmalu mežu erozijas sekas Vittrupē (Foto: A. Zeltiņa un L. Liepa)



3.13. attēls. Krastmalu mežu erozijas sekas Korgē (Foto: A. Zeltiņa un L. Liepa)

Minētais process mežaudzēs ir vērtējams kā ļoti nozīmīgs, jo būtiski ietekmē straujteču biotopus un sekmē tajos esošo īpaši aizsargājamo sugu nārsta vietu izzušanu valstī. Latvijas apstākļos norādīts, ka iepriekš minētie procesi veicina sedimentācijas un eutrofikācijas attīstību ūdenstecēs (Urtāns, 2008).

Kokaudzes struktūrelementi un atmirusī koksne

Krastmalu meži ir daudzveidīgi un nereti koku sugu dominance, audzes struktūra un mikroklimate mainās pat dažādu desmitu metru attālumā. Parasti mežaudzes krastmalās ir neliela izmēra un heterogēnas.

Krastmalu mežos ilgstošs ūdens uzplūdums vai sezonāli plūdi var sekmēt koka daļēju vai pilnīgu atmiršanu. Koka izturība pret ilgstošu ūdens klātbūtni var mainīties no dažām dienām līdz vairākiem mēnešiem, kā arī tā ir atkarīga no koku sugas (Glenz et al., 2006). Neatgriezeniskas izmaiņas rada bebru aktīva darbība, kā rezultātā izmainās kokaudzes struktūra un sastāvs (Donkor & Fryxell, 1999; Macdonald et al., 2004).

Mežaudzes sukcesija, kas ietver audzes atjaunošanos un stabilitāti meža ekosistēmās, ir dabisks process, kas atstāj ietekmi uz saldūdens ekosistēmām arī krastmalu mežos (Swanson et al., 2011). Tas nozīmē, ka dabiskie traucējumi vai to imitācija krastmalu mežos, ir nepieciešama saldūdens dzīvotņu un sugu sabiedrību pastāvēšanai (Kreutzweiser et al., 2012). Piemēram, atvērums veidošana (abiotisko faktoru ietekmē, kopšanas vai izlases cirtes) audzē paaugstina gaismas iekļūdi (Stovall et al., 2009) un jaunu sugu ienākšanu gan koku stāvā, gan zemsedzē (Jansson et al., 2007), kas vēlāk veicina dažādvecuma audzes veidošanos un atbilst dabisko mežu struktūrām.

Mežaudžu dabiskās attīstības gaitā veidojas dažādu dimensiju atmirusī koksne, kas nodrošina dzīvotni aptuveni 25% no visām mežaudzēs sastopamajās sugām. Pētījumu apkopojumos minēts, ka vidējais atmirušās koksnes daudzums apsaimniekotos mežos Eiropā ir līdz $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Travaglini et al., 2007), bet vidēji augstākie apjomi boreālās zonas skujkoku mežos ir $20\text{--}30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, bet nemorālās zonas platlapu mežos – $30\text{--}50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Müller & Büttler, 2010). Müller & Büttler (2010) pētījumā secina, ka sugu labvēlīgai pastāvēšanai meža

ainavā ir vērtīgāk saglabāt dažus nogabalus, kur vidējā koksnes krāja sasniedz 20–50 m³ ha⁻¹ nekā uzkrāt mazāku apjomu un dimensiju atmirušos kokus visos nogabalos.

Koku atmiršanu izraisa abiotisko vai biotisko faktoru ietekme vai to kompleksa darbība. Galvenie faktori ir sugu konkurence audzē, ārējās vides ietekmes (vētras, snieggāzes, sausums), bebru ilgstoši uzpludinājumi, koka bioloģiskā vecuma pārsniegšana u. c. Iekšējās izmaiņas audzes struktūrā rada iespēju attīstīties jaunām pionierfāzes sugām, kas nodrošina audzes sukcesiju. Piemēram, ātraudzīga un izplatīta suga krastmalu mežos Latvijā ir baltalksnis.

Plūdi, krastmalu mežu erozija un dabīga koku bojāeja palielina atmirušās koksnes apjomu upēs. Pastāv korelācija starp atmirušās koksnes apjomiem upēs un blakus esošajos krastmalu mežos, bet, tā kā ūdenī nonākusi atmirusi koksne sadalās lēnāk, tad to apjomi upē ir lielāki nekā piekrastē (Stokland et al., 2012). Upes garums un platums ietekmē atmirušās koksnes apjomus upē, un mazās upēs nereti atrodami lielāka apjoma atmirušās koksnes resursi (m³ ha⁻¹) nekā lielās upēs. Apsaimniekotās krastmalu mežu buferjoslās upēs sastopami vidēji 26 m³ ha⁻¹, bet upēs gar neapsaimniekotām audzē apjomi sasniedz pat 91 m³ ha⁻¹ (Dahlström & Nilsson, 2006). Atmirusi koksne krastmalu mežos kalpo kā dzīvotne retām un aizsargājamām bezmugurkaulnieku sugām, kā arī piedalās upes morfoloģiskajās funkcijās. Minēts, ka atmirušās koksnes sanesumi upēs izsauc krasta erozijas procesus un veicina krastmalu mežos sukcesijas maiņu. Tādēļ, lai ierobežotu atmirušās koksnes apjomus upēs, veicami apsaimniekošanas pasākumi, kas samazina koku apjomus un sanesumus (Abbe & Montgomery, 1996).

Dižkoki

Dižkokiem Latvijā bieži piešķirta kultūrvēsturiska un mītiska nozīme. Tie ir sastopami gan pilsētvidē, gan lauku ainavās, upju ielejās, mežos, gar ceļmalām un citur (Siitonen et al., 2012). Par dižkoku sauc koku, kas sasniedz lielas dimensijas apkārtmēru, augstumu vai vecumu. Dažkārt tie ir pārsnieguši bioloģisko vecumu, daļa no koka ir atmirusi vai atdalījusies no pamatnes. Šāda koku miza, stumbrs un zari kalpo kā dzīvotnes daudzām citām sugām, tādēļ šo koku klātbūtne būtiski palielina sugu daudzveidību ainavā.

Latvijā dižkoku sugu saraksts un noteikšanas kritēriji apstiprināti ar MK noteikumiem Nr.264 (16.03.2010) „Īpaši aizsargājamo dabas teritoriju vispārējie aizsardzības un izmantošanas noteikumi” (www.varam.gov.lv).

Floras un faunas daudzveidība

Krastmalu joslas ir atzītas par sugu daudzveidības koncentrācijas vietām, salīdzinot ar citiem ainavas elementiem boreālās un temporālās veģetācijas joslās (Sabo et al., 2005). Traucējumu ietekmes rezultātā (sezonālo plūdu vai sausuma perioda ietekmē), krastmalu mežaudzēs, mainoties mikroklimatam, izmainās arī augu sabiedrību sastāvs un daudzums (Jansson et al., 2007). Nereti šādi meži ir dzīvotnes retām un aizsargājamām sugām. Krastmalu mežu joslas funkcionē kā nozīmīgi koridori dzīvnieku migrācijā (Naiman & Décamps, 1997).

Latvijā īpaši aizsargājamo sugu un dzīvotņu aizsardzību regulē „Sugu un biotopu aizsardzības likums” (16.03.2000). Īpaši aizsargājamo sugu saraksts ir apstiprināts MK noteikumos Nr. 396 (14.11.2000) „Par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu”, savukārt mikroliegumu sugas apstiprinātas MK noteikumos Nr. 940 (18.12.2012) „Par mikroliegumu izveidošanas un apsaimniekošanas kārtību, to aizsardzību, kā arī mikroliegumu un to buferzonu noteikšanu”. Eiropas Savienības nozīmes aizsargājamās sugas un dzīvotnes apstiprinātas ar MK noteikumiem Nr. 153 (21.02.2006) „Par Latvijā sastopamo Eiropas Savienības prioritāro sugu un biotopu veidu sarakstu” (www.varam.gov.lv).

Biotopi

Latvijā Eiropas Savienības nozīmes aizsargājami meža biotopi ir 1) Veci vai dabiski boreāli meži (9010*), 2) Veci jaukti platlapju meži (9020*), 3) Skujkoku meži uz osveida reljefa formām (9060), 4) Staignāju meži (9080*), Ozolu meži (ozolu, liepu un skābaržu meži) (9160), 6) Nogāžu un gravu meži (9180*), 7) Purvaini meži (91D0*), 8) Aluviāli meži (aluviāli

krastmalu un palieņu meži) (91E0*), 9) Jaukti ozolu, gobu, ošu meži gar lielām upēm (91F0) (Auniņš et al., 2013). Latvijas aizsargājamo biotopu veidu saraksts apstiprināts ar MK noteikumiem Nr. 421 „Par īpaši aizsargājamo biotopu veidu sarakstu” (www.varam.gov.lv).

Latvijā iežu atsegumu atradnes ir reti biotopi, kas galvenokārt ir sastopami upju ielejās un reljefa izmaiņu vietās (Auniņš et al., 2013). Izdalīti sekojoši iežu atsegumu biotopi: 1) Karbonātisku pamatiežu atsegumi (8210), 2) Smilšakmens atsegumi (8220) (3.14.att.), 3) Netraucētas alas (8310) (www.varam.gov.lv).



3.14. attēls. Smilšakmens atsegums Svētupes krastā (Foto: A.Zeltiņa).

Ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko pieminekļu atradnes Latvijā apstiprinātas ar MK noteikumiem Nr. 175 (17.04.2001) „Par aizsargājamiem ģeoloģiskajiem un ģeomorfoloģiskajiem dabas pieminekļiem” (www.varam.gov.lv).

Sociālais raksturojums

Kultūrvēsturiskās vērtības

Mežaudzes upju krastos slēpj daudz dažādu laikmetu vērtības. Katra no tām atzīmējama ar savu unikalitāti un nozīmi sabiedrībai. Nenoliedzami, ka joprojām nav apzinātas ļoti daudz būtiskas vietas, tomēr - pastāv vietas, kas sabiedrībā ir augstu novērtētas. Vietas, kur veidojas ūdens un mežu ekosistēmu saskare jeb upju krasti, ir bijušas nozīmīgas dažādos laikmetos, piemēram, Lībiešu upurālas, kur joprojām etnogrāfisku noskaņu ietvaros rīko cilvēku kopā sanākšanas. Arī mūsdienu sabiedrība tieši kā dažādu pasākumu sanākšanas vietas ir izvēlējusies upju krastus, veidojot estrādes un deju laukumus. Latvijā, kur lielākā daļa teritorijas ir līdzenums, jebkura būtiskāka reljefa maiņa piešķir īpašo nozīmi. Var minēt, ka ievērojams skaits ziemas sporta veidu norises vietu atrodas upju veidotās un mežaudžu ietvertās ielejās, piemēram, kalnu slēpošana, snovbords, kā arī sākotnēji kamaniņu sports un bobslejs. Jāmin, ka arī tādiem vasaras sporta veidiem kā orientēšanās vai skriešanai, piešķirts specifisks šarms, distances ierīkojot mežos gar upju krastiem. Laika gaitā minētās vietas bieži zaudē savu nozīmi, un tiek aizmirstas, atstājot tālākai dabiskai procesa norisei jeb aizaugšanai. Līdzīgi upju krastos atrodas daudz dažādu kulta vietu (akmeņi, svētavoti, birzes, gravas), piemiņas vietu (dažādu pagātnes notikumu atcerei), apbūves objektu (tilti, dambji, ēkas, dzirnavas, slūžas, pilskalni u.c. būves vai to drupas), zvejas un medību vietas vai to veicēju tikšanās vietas, kā arī citu vērtību.

Ainava un estētiskās vērtības

Ainavas nozīmes izpratne lēni ienāk mūsdienu sabiedrībā. Tas izskaidrojams, jo ainava nav tikai estētiska uztvere, bet daudz dažādu elementu kopums, kur cilvēki kā dzīves vides veidotāji ieņem būtisku lomu. Ainavu veido Zemes virsmas ģeomorfoloģiskie elementi, flora un fauna, antropomorfie elementi, kurus radījis cilvēks. Tā ietver arī redzamos klimatiskos apstākļus: vienkārši raksturojot, ainavu veido tādi elementi kā lauki, meži, ūdenstece un ūdenstilpnes, apbūve u.c. Upju krastos īpaši nozīme ir mežaudzei, kas ir galvenā ainavas veidotāja un noteicēja. Mežaudze ir arī tā, kas veido sabiedrībai sākotnēji tik būtisko estētisko skatu, pēc kura cilvēki izdara savu vērtējumu kategorijā: "patīk" vai "nepatīk", turklāt nepiešķirot īpašu nozīmi tās veidojošiem procesiem un sabiedrības lomu tajā. Kā piemēru var minēt sabiedrības domu, ka visbūtiskāk ir redzēt atvērumus uz ūdenstecēm un ūdenstilpnēm, tādējādi veidojot patīkamāku vieta skatu un priekšstatu par vides sakoptību (Saklaurs, 2014).

Pēc kopējiem procesiem sabiedrībā ir redzams, ka tā izglītojas arī apkārtējos norises procesos, tādējādi veidojot izpratni par ainavas dinamiku un cilvēku lomu tajās. Kā piemērus var minēt daudzās upju akcijas, kurās tās sakopj un izvāc ievērojamu daudzumu sagāztu koku. Būtiski ir minēt, ka minētajos pasākumos iesaistās vietējie iedzīvotāji, makšķernieki, zvejnieki, sabiedrībā zināmi cilvēki, dažādas nevalstiskās organizācijas, uzņēmumi u.c. Regulāras pārraides masu medijos ir veicinājušas arī pārējā sabiedrības daļā izpratni par procesiem upēs un mežaudzes ietekmi uz tām. Tomēr izpratne ir attīstības sākuma stadijā un, sadarbojoties dažādu nozaru zinātniekiem, praktiķiem, likumdošanas veidotājiem un vietējiem iedzīvotājiem, turpinās veidoties, kādai interešu grupai to stimulējot, kā piemēru minot Makšķernieku organizāciju sadarbības padomi. Jāuzsver, ka arī likumdošana pēdējos gados ir piedzīvojusi būtiskus uzlabojumus, ļaujot meža īpašniekiem vai to tiesiskajiem valdītājiem veikt ainavu cirtes. Kā iepriekš aprakstīts, tad tādu ciršu pielietošana drīzāk var veidot estētiski pievilcīgus skatus, bet nerisina ainavu apsaimniekošanas jautājumus kompleksi. Tomēr - arī šāda iezīme liecina par sabiedrības attīstību un vēlmju pamatošanu.

Eksistences vērtības

Eksistences vērtību raksturo fakts, ka tāda vērtība pastāv, pat tad, ja tā nekad nav izmantota. Pirmais eksistences vērtību aprakstīja zinātnieks J.K.Krutilla, to nosaucot par "sentimentālo vērtību" (Krutilla, 1967). Zinātnieki un ekonomisti nereti eksistences vērtību ierindo starp ekonomiskām vērtībām, atspoguļojot ieguvumus sabiedrībai. Īpaši izteikti tas ir par sabiedrībai nozīmīgām vietām, piemēram, kā Ventas rumba vai Gaujas senleja, par īpaši aizsargājāmām sugām kā melnais stārķis. Minēto faktu apliecina foto un video uzņēmumu pielietošana reklāmās un citur, t.sk., Latvijas tēla veidošanai pasaulē. Eksistences vērtība pastāv arī mežaudzēs gar ūdenstecēm, kuru faktu apliecina, piemērs, ka ūdenstūristi gatavojoties ceļojumam, apzinās, kādas vērtības tie sastaps ceļojumā. Eksistences vērtība apliecina katras konkrētās mežaudzes nozīmi kopējā meža ekosistēmā un to savstarpējo līdzāspastāvēšanu ar ūdens ekosistēmu, šajā gadījumā - upēm.

Miers

Miers kā pakalpojums, ko sniedz mums Latvijas daba, īpaši straujas upes un meži, ir ļoti maz novērtēts. Tas izskaidrojams ar Latvijas mazapdzīvoto teritoriju, kur katram iedzīvotājam var atrasties vieta, kur var netraucēti pavadīt laiku. Miers atzīts kā viens no veidiem kā atgūt veselību (Kay T., Whall, 1996). Cilvēki Latvijā labāk izvēlas brīvdienu mājas vai vienkārši atpūtu dabā, kur mijas ūdeņi un meži. Par to netieši liecina tirgus situācija, kad īpašumi ūdeņu tiešā tuvumā ir vērtīgāki - dārgāki. Līdzīgi arī atpūtas vietas uzņēmēji izvēlas ierīkot ūdens tuvumā, ja tādu iespēju nav, tad veidot tās mākslīgi. Minētie fakti apliecina, ka sabiedrība neapzināti vēlas daļu savas dzīves laiku pavadīt rāmi un nesteidzīgi, to izvēloties veikt nereti ūdensteču tuvumā.

Dažādo sabiedrībai nozīmīgo vērtību iedvesmas avots

Tautsaimniecību arvien vairāk ietekmē globālie attīstības procesi, liekot mūsu sabiedrībai konkurēt arvien komplicētākos apstākļos. Jaunajiem un jau tirgū esošajiem prātiem

ir jāapgūst ar vien vairāk zināšanu, kā arī pašiem ir jābūt inovatīvu ideju radītājiem. Tāpat arī kultūras un mākslas vidē, lai pastāvētu ir jākoncentrējas un jāvirza domas uz jaunu līdz šim neredzētu izpildījumu radīšanai. Nemitīgā attīstība un straujā notikumu virzība attīsta prātus un ķermeņus, tomēr to atjaunošanās ir nepieciešami atpūtas periodi. Jāatzīmē, ka sabiedrība iedvesmas un spēku atjaunošanai ar vien biežāk izvēlas Latvijas laukus, kur esošajā harmonijā var atgūties jauniem nākotnes izaicinājumiem.

Zinātniskā izpēte un izglītība

Meža un upju ekosistēmas un to saskares vietas ir nozīmīga vieta daudz dažādu jautājumu izziņāšanai. Jautājumi tieši un netieši skar dažādas tautsaimniecības nozares kā lauksaimniecība, mežsaimniecība un zvejniecība. Risināmie jautājumi uzdod uzdevumus tādām zinātnēm kā ķīmija, meteoroloģija, fizika, ģeoloģija, ģeogrāfija, vides zinātne u.c. Jautājumu noskaidrošanā minētās teritorijas izvēlētas, lai meklētu dažādas kopsakarības arī citās teritorijās vai pētāmo jautājumu laukos, kā piemērus minot dabas aizsardzību, koksnes pieaugumu, kā arī nokrišņu un klimatisko apstākļu izmaiņas. Ir nozīmīgi saprast, ka šo teritoriju pētniecība var sniegt atbildes uz mums līdz šim nezināmiem jautājumiem.

Mežaudzes upju krastos var nodrošināt arī sabiedrības izglītojošu funkciju. Apgūstot zināšanas pētniecībā, tās tālāk nodotas dažādām interešu grupām gan vietējā, gan valstiskā līmenī. Latvijā ir pietiekoši labi attīstīta infrastruktūra sabiedrības izziņas veicināšanai. Vairākās vietās upju krastos, t.sk., īpaši aizsargājamās dabas teritorijās, ir izveidotas vides takas, kuras sabiedrībai un īpaši - skolas vecuma bērniem - sniedz iespēju izziņāt mežaudžu sniegtos pakalpojumus, kā arī dabas norises procesus un to vērtību.

Ekonomiskais raksturojums

Meža ekoloģiskā vērtība

Mežu ekoloģiskā vērtība ir cieši saistīta ar meža ekoloģiskajām funkcijām.

Pastāv vairāki meža ekoloģisko funkciju iedalījumi, un viens no tiem ir:

- klimata, gaisa kvalitātes un ūdens sistēmas regulēšanas funkcijas, ūdens un augsnes kvalitātes saglabāšanas un aizsardzības funkcijas;
- aizsardzības funkcijas pret dabisko risku un troksni;
- bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas funkcija.

Mežu ekoloģiskā vērtību veido vērtības un pakalpojumi, ko mēs iegūstam no mežu pastāvēšanas, kā, piemēram, tīra, dabiska vide, ūdenstilpju, pazemes ūdeņu, dzeramā ūdens aizsardzība, bioloģiskās daudzveidības aizsardzība, oglekļa saistīšana.

Ar mežu ekoloģisko vērtību lielā mērā saprotam mežu ekosistēmu un bioloģisko daudzveidību, kas izriet no mežu ekosistēmu ilgtspējīgas apsaimniekošanas mērķiem un uzdevumiem.

Meža ekoloģiskās jeb vides funkcijas

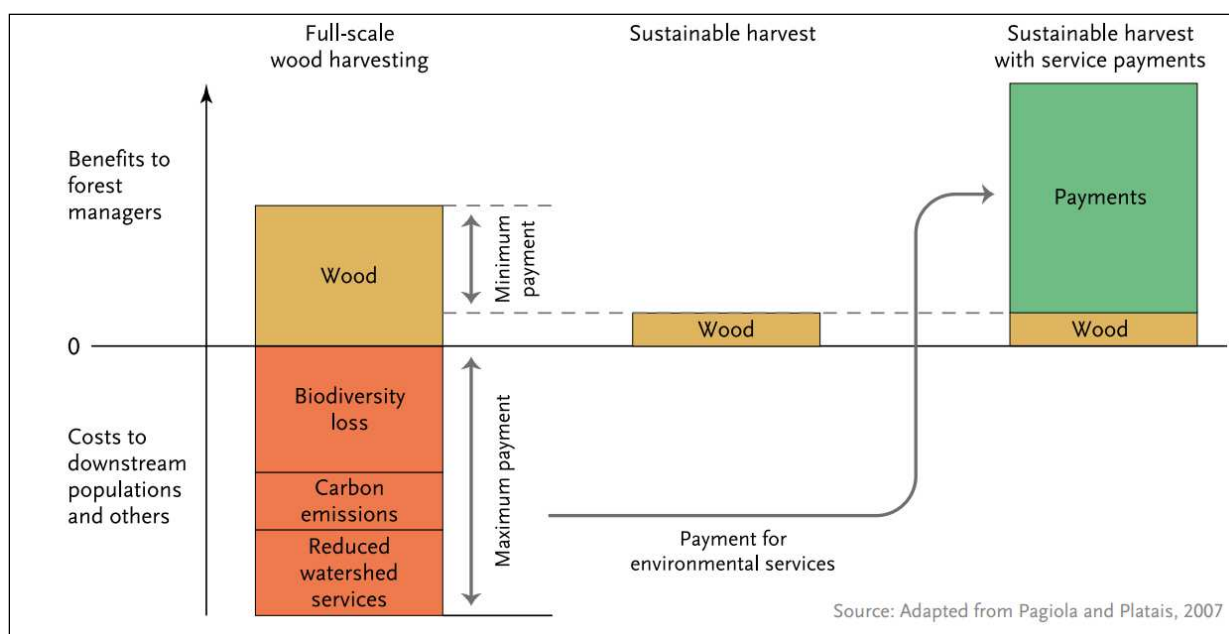
- Aizsardzības (t.sk. Pret sniega nobrukumiem, plūdiem, augsnes eroziju); Zinātnieki paredz, ka temperatūra uz Zemes šajā gadsimtā var paaugstināties pat par 4 grādiem. Savukārt šī klimata izmaiņa var novest pie milzīgām un, iespējams, neatgriezeniskām izmaiņām uz Zemes, arī plūdiem, taču tā jau būs cilvēku izraisīta katastrofa (izplūdes gāzes, atmosfēras piesārņojums).
- Ūdens kvalitāte un kvantitāte; Ūdens ir visas cilvēces pieejamais dabas resurss, kuram ir liela nozīme dzīvības saglabāšanai uz planētas. Ūdens ir nepieciešams, lai nodrošinātu normālu Zemes ekosistēmu funkcionēšanu (Zigmunds Freids).
- Globālās klimata izmaiņas (t.sk. ogļskābās gāzes apsorbēšana); Tā kā ogļskābās gāzes koncentrācija atmosfērā pieaug, tās radītais siltumnīcas efekts nosaka temperatūras paaugstināšanos uz Zemes.
- Trokšņa absorbēšana, mikroklimats; Mežs lieliski darbojas kā trokšņu slāpētājs (gar dzelzceļiem un lielajām maģistrālēm).

- Bioloģiskā daudzveidība; Bioloģiskā daudzveidība nozīmē dzīvo organismu formu dažādību visās vidēs, tai skaitā sauszemes, jūras un citās ūdens ekosistēmās, un ekoloģiskajos kompleksos. Bioloģiskā daudzveidība ir ekosistēmu stāvokļa un nenoplicinošas izmantošanas kritērijs.

Mežaudžu ekosistēmu pakalpojumi un vērtības

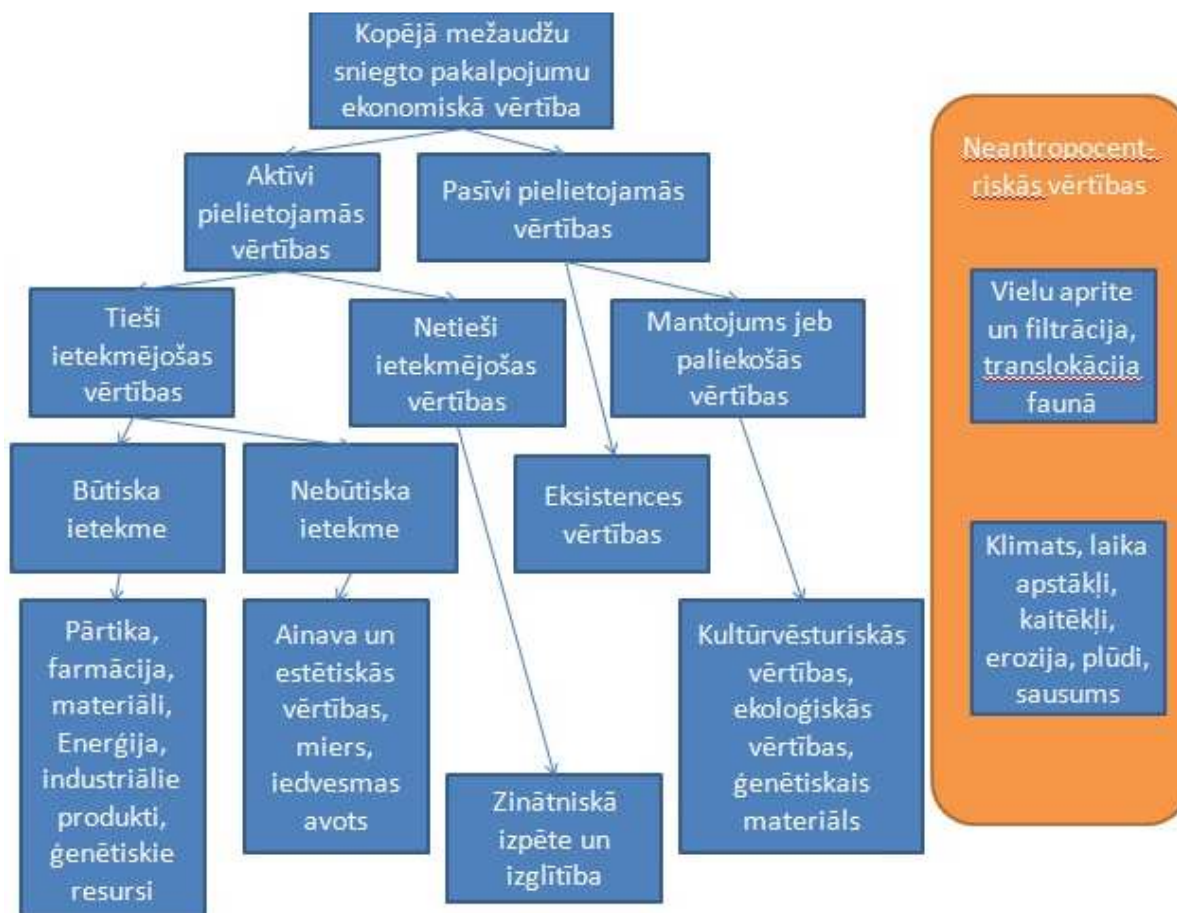
Mežaudžes gar upēm sniedz dažādus ekosistēmu pakalpojumus. To novērtēšanai un izteikšanai monetāri pasaulē izmanto dažādas vērtības un metodes. Tomēr joprojām pastāv sarežģījumi korekti aprēķināt kopējo vērtību un vairākas to veidojošās komponentes. Tas nenoliedzami sarežģī uzdevumu pareizi un precīzi novērtēt ekosistēmu pakalpojumus, un joprojām pastāv metodoloģisks izaicinājums to pilnveidot.

Sākotnēji ir būtiski saprast divas atšķirīgas lietas. Pirmkārt, mežaudzes upju krastos var sniegt tiešus ekonomiskus ieguvumus. Otrkārt, mežaudzes var sniegt ieguvumus netieši jeb dot ekoloģiskus un sociālās sfēras pakalpojumus, ko iespējams novērtēt ekonomiskos rādītājos (3.15. att.).



3.15. attēls. Ekosistēmu pakalpojumu un to produktu shēma (pēc Pagiola & Platais, 2007)

Vairākas no vērtībām ir ļoti būtiskas dažādām interešu grupām, tomēr vienlaicīgi tās ir grūti vai pat neiespējami novērtēt, kaut vai nosakot to apjomu, piemēram, estētisko skatu nozīmi monetāri.



3.16. attēls. Mežaudžu sniegto pakalpojumu klasifikācija

Mežaudžu sniegto pakalpojumu vērtību klasifikācija balstīta uz ekonomisko pakalpojumu taksonomiju, kuru sākotnēji piedāvāja Asafu-Adjaye et al. (Asafu-Adjaye & Adamowicz, 1989).

Tabulā Nr.1 parādīta klasifikācija, kur vērtības tiek attiecinātas uz mežaudzēm, kuras atrodas gar ūdenstecēm. Tabulā parādītas antropocentriskās vērtības (saistītas ar cilvēka ietekmi) un neantropocentriskās vērtības.

Neantropocentriskās vērtības pastāv neatkarīgi no cilvēka. Antropocentriskās vērtības ietver dažādas sastāvdaļas kopējās ekonomiskās vērtības noteikšanai, kā arī tādas, kuras nav novērtējamas ar šobrīd esošajām zināšanām par Latvijas apstākļiem un nav iekļaujamas kopējā ekonomiskā vērtībā, piemēram, mežaudzes kā kultūras, intelekta un garīgo vērtību iedvesmas avots. Līdzīgi minētajai vērtībai arī citas, kas nav izsakāmas monetāros lielumos. Kopējo ekonomisko vērtību veido gan aktīvi, gan pasīvi izmantojamās vērtības. Aktīvi pielietojamās vērtības iedalās tieši un netieši ietekmējošās, kuras kā resursus var izmantot tagad. Dažkārt tiek izšķirta arī papildus (*optional*) vērtība, kas var tikt izmantota nākotnē. Tiešās vērtības lietošana nozīmē, ka ir iespēja izmantot koksnes iegūšanas vērtību vai tās mijiedarbības ar to kā estētisko mežaudžu vērtību. Savukārt netiešā vērtību izmantošana nozīmē, ka tās var izmantot attālināti, piemēram, fotouzņēmumos reklāmām, izglītībai un zinātnei. Tāpat izmantojami arī citi dati vai materiāli par mežaudzēm gar ūdenstecēm. Kā piemēru var minēt a/s Swedbank un a/s Laima, kuras izmantoja fotoattēlu ar Salacas Sarkanajām klintīm savu produktu dizainā. Pasīvi pielietojamās jeb neizmantojamās (*non-use*) vērtības neietver resursu izmantošanu. Tās ietver vienīgi apziņu, ka mežaudzes upju krastos pastāv, ka tām ir nozīme kopējā ekosistēmā (eksistences vērtības) un tās nodrošinās dabiskās vides vērtību saglabāšanai nākotnes paaudzēm (Pearce & Moran, 1994).

Metodika

Lai novērtētu ekosistēmu pakalpojumus, tiem tiek izteiktas vērtības. Ekosistēmu pakalpojumu raksturo plašs vērtību loks. Savukārt, katru vērtību var novērtēt, piemērojot attiecīgos indikatorus. Indikatoru limitējošais faktors ir pieejamie dati, to kvalitāte un apjoms. Datu trūkums vai arī to apšaubāmā kvalitāte valsts vai reģiona mērogā ierobežo objektīvi novērtēt gar upju krastiem esošo mežaudzu sniegtos pakalpojumus. Dažādu apstākļu dēļ īpaši tas ir nelielās valstīs, kur pētniecību un monitoringus veic ierobežotā apjomā vai pat neveic. Minēto iemeslu dēļ nepieciešams radīt metodiku, kas balstās uz tādiem indikatoriem, kuru raksturojošos datus ir iespējams ievākt salīdzinoši nelielā laikā, ieguve ir salīdzinoši vienkārša, kā arī tiem ir augsta ticamība un pārbaudamība. Būtiski zināt, ka attīstītu tehnoloģiju laikmetā būs iespējams metodikā pielietojamos datus ievākt arī izmantojot inovatīvus rīkus, tiem aizstājot apjomīgus lauku darbus.

Ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanas metožu veidi

Pastāv vairākas vērtēšanas metodes, lai attēlotu dažādas iekļautās vērtības kopējās ekonomiskajā vērtībā. Joprojām pastāv izaicinājums novērtēt daudzus ekosistēmas pakalpojumus, ko sniedz tirgus vērtībā neizsakāmā vide (*non-market nature*). Tas īpaši parādās gadījumos ar neizmantojamām (*non-use*) vērtībām, jo pamatā novērtēšanas metodes ir piemērotas izmantojamai (*use*) vērtību noteikšanai. Tomēr pastāv dažas metodes, kā novērtēt neizmantojamās vērtības. Ir ļoti būtiski noteikt, kuras no vērtībām dominē, kad izvēlas vērtēšanas metodi, lai netiktu nenovērtēti kādi no sniegtajiem labumiem (piemēram, Pearce et al., 2006; Turner et al., 2010a).

Ekonomiskās vērtēšanas pamata mērķis ir noteikt indivīdu vēlmju būtiskumu un virzienu, lai to ietvertu kopējā ekonomiskā vērtībā, ko sniedz ekosistēmu pakalpojumi. Ekosistēmas pakalpojumu un labumu novērtēšanā izmanto virkni metodes, kurām katrai ir savas priekšrocības un trūkumi. Ekonomiskās vērtēšanas metodes var sadalīt, sekojoši:

Cenu noteikšanas metodes (*Pricing approaches*): izmantotas videi nodarītā kaitējuma novērtēšanā un zaudējumu kompensēšanas vai to aizstāšanas izmaksas. Minētās izmaksas izmantotas dažādo ekosistēmu pakalpojumu sniegto vērtību attēlošanai.

Atklātās izvēles metodes (*Revealed preference methods*): pamatā tiek pielietota tirgus informācija vērtību noteikšanai jeb veikta tirgus modelēšana. Kā galvenās metodes pielietotas hedoniskā (*hedonic*) un ceļošanas izmaksu (*travel-cost*) metodes.

Noteikto izvēles metodes (*Stated preferences methods*): pielietota vērtēšanas metode, kur indivīdiem tiek lūgts sniegt informāciju par vēlmi maksāt (*willingness-to-pay* WTP) vai vēlmi piekrist maksāt kompensāciju (*willingness-to-accept compensation* WTA) par dabas vērtību saglabāšanu.

Vērtēšanas metodes izvēle ir atkarīga no konkrētā ekosistēmas pakalpojuma raksturīgajām pazīmēm un kuras vērtības tajā dominē, kā arī kā tās ir saistītas ar sabiedrības labklājību. Tikai noteikto priekšrocību metodes ir pilnībā piemērotas neizmanto to vērtību noteikšanā. Tas norāda, ka minētajām metodēm ir būtiskas priekšrocības, ja tādas vērtības var būt svarīgas. Turpmākajā tekstā ir aprakstītas metožu priekšrocības un trūkumi, kas apkopoti no Pearce et al. (2006), DEFRA (2007) un Turner et al. (2010a) rakstiem.

Cenas noteikšanas metode vai izmaksu novērtēšana ir plaši pielietots veids, jo tas prasa salīdzinoši mazāk resursus novērtēšanā nekā pārējās divas metodes. Cenu noteikšanas metode parasti sniedz atbildi par daļu no ekosistēmas pakalpojumu sniegtajiem ieguvumiem. Tomēr metode ir pielietojama, lai iegūtu aptuvenu monetāru vērtības izteiksmi, ko citādāk var vispār nenovērtēt. Metodes, kuras pielieto tirgus cenas parasti ir balstītas uz apgrozījumu, savukārt, metodes, kuras pielieto tiešās izmaksas ir balstītas uz sakopšanas (*clean-up*) izmaksām. Metodes ietver izmaksas, kuras būtu jāmaksā, ja nodarīts kaitējums videi, nepieciešams aizstāt (*replacement*) kādas vērtības vai nepieciešams nodrošināt piesardzību ekosistēmas pakalpojumu nodrošināšanai (Turner et al., 2010a).

Atklātās izvēles metodes izmanto saikni starp ekosistēmu pakalpojumiem un vienu vai vairākām tirgus precēm. Tas nozīmē, ka metodes ir balstītas uz informāciju par indivīdu vai uzņēmumu rīcību tirgū. Minētā pieeja novēro indivīdu uzvedību tirgū, kurā netieši var iegādāties ekosistēmu pakalpojumus (Turner et al., 2010a). Četras svarīgākās vērtēšanas metodes šajā kategorijā ir: ražošanas funkcijas metodi (*Production Function Method* - PFM), ceļojumu izmaksu metode (*Travel Cost Method* - TCM), hedoniskā vērtēšanas metode (*Hedonic Price Method* - HPM) un aizsardzības izdevumu metodes (*Defensive Expenditure Methods* - DE). Katrai no minētajām metodēm pamatā ir nedaudz atšķirīga vērtēšana. PFM metode pieņem, ka vides kvalitāte ir ieguldījums ar preču ražošanā un sniegtajos pakalpojumos. Tādējādi izmantojot šo saikni novērtēšanā, ka izmaiņas vides kvalitātē rada izmaiņas iegūstamajā peļņā un dzīves labklājībā. TCM metode ekonomisko vērtību nosaka pēc rekreācijas pakalpojumu izmantošanas (tiešās izmantošanas vērtības elements), pētot sabiedrības izdevumus gan materiāli, gan laukietilpīgi, tai ceļojot uz kādu noteiktu teritoriju. HPM metodi parasti izmanto informāciju par cenām mājokļu tirgū. Metodes izmantošanā tiek pieņemts, ka īpašuma vērtību veido arī vides kvalitātes, tādējādi var tikt novērtēti sniegtie ieguvumi kā ainavas un estētiskās vērtības, gaisa kvalitāte, trokšņi u.c. DE metode ir līdzīga iepriekš minētajām TCM un HPM, bet tā vietā izmantot datus par cilvēku uzvedību (Pearce et al., 2006).

Noteiktās izvēles metode tiek izmantota gadījumos, kad nepastāv saiknes starp ekosistēmu pakalpojumiem vai tās ir vājas un nepietiekamas, lai monetāri novērtētu, kā arī noteiktām tirgus precēm. Cilvēku vēlmi maksāt (WTP) vai gatavību piekrist maksāt (WTA) pielieto, lai veidotu hipotētisku tirgus situāciju. Minētās metodes ietver kontingenta jeb nosacītās vērtēšanas metodi (*Contingent Valuation* - CV) un izvēles eksperimentus (*Choice Experiments* - CE). Abas minētās metodes parasti izmanto anketas, lai novērtētu indivīdu vai mājsaimniecību vēlmi (WTP vai WTA) maksāt par ne tirgus (*non-market*) vērtību nodrošinājumu. Izvēles eksperimentos respondentiem tiek piedāvātas izvēles iespējas starp raksturīgo pazīmju grupām, tādējādi analizējot iegūto iespēju var novērtēt gan WTP, gan WTA.

Noteiktās izvēles metodes ir īpaši noderīgas, ja ir jānovērtē ietekme uz ne-tirgus precēm, kas ir saistītas ar nozīmīgām neizmantojamām (*non-use*) vērtībām, ja šīs vērtības nevar izteikt, izmantojot atklātās izvēles metodes (Pearce et al, 2006; Turner et al, 2010a). Noteikto izvēles metožu pielietošanai ir būtiska problēma, ka respondenti nereti atbild savādāk, nekā kā tie rīkoties reālā tirgus situācijā List & Gallet (2001), Murphy et al. (2005) and Swedish EPA (2010a). Lai mazinātu minēto problēmu, ir nepieciešams jautāt respondentiem par viņu sniegtajām atbildēm attiecībā uz WTP/WTA, kā arī sagatavot aptaujas ar īsu aprakstu (*cheap talk script*), kurā respondentiem lūdz novērtēt savu mājsaimniecību budžetu un situāciju, ja viņu atbildes būs jāpiemēro reālai situācijai. Atsaucoties uz iepriekš minēto tikai noteiktās izvēles metodes (CV un CE) var aptvert visas kopējās ekonomiskās vērtības komponentes, ietverot neizmantojamās vērtības. Tādējādi minētās metodes var ieņemt būtisku nozīmi veicot izmaksu-ieguvumu analīzi, ka minētās vērtības tiek novērtētas kā īpaši svarīgas (Pearce et al., 2006; Turner et al., 2010a).

Dažādas vērtēšanas metodes: priekšrocības un trūkumi (Avoti: izmantots Pearce et al., 2006; Turner et al., 2010a)

<i>Novērtēšanas metodes veids</i>	<i>Novērtēšanas metode</i>	<i>Priekšrocības</i>	<i>Trūkumi</i>
Cenu noteikšana (pricing approach)	Tirgus (apgrozījuma) modeļēšanas metode	Praktiska Relatīvi viegli ievākt datus un veikt to analīzi	Kopējais apgrozījums nav labklājības mērs; labāk izmantot izmaiņas ienākumos labklājības noteikšanai
Cenu noteikšana (pricing approach)	Sakopšanas izmaksu izmantošanas metode (Cost of clean up)	Vienkārši un lēti pielietojama, nav nepieciešama analīze, bieži pielietota	Nevar pilnībā novērtēt labklājības samazināšanos; nosedz ļoti nelielu daļu sociālo izmaksu samazinot vides vērtībām
Atklātās izvēles metodes (Revealed preference)	Ražošanas funkciju metode (Production Function Method)	Piemērotas pielietošanai politikas veidošanai un tiesisko diskusijās	Novērtē tikai daļu no kopējo vērtību; nepieciešams liels ekonomisku un ekoloģisku datu apjoms; ļoti bieži dārgi; var būt sarežģīti iegūt datus.
Atklātās izvēles metodes (Revealed preference)	Ceļojumu izmaksu metode (Travel cost method)	Praktiska un labi attīstīta; pamatotas ar aktuālu informāciju par esošu uzvedību; relatīvi vienkāršam, ja atbilstoši dati ir pieejami	Var novērtēt tikai izmantojamās vērtības; piemērota tikai specifiskām teritorijām (parasti rekreācijas vietām); var būt dārgas; var būt nepieciešams ievākt datus par atpūtnieku ceļošanas attālumu
Atklātās izvēles metodes (Revealed preference)	Hedoniskā (īpašumu vērtības) vērtēšanas metode	Labi attīstīta metode; pamatota uz aktuālo informāciju par esošu uzvedību un parasti esošiem datiem	Var novērtēt neizmantojamās vērtības, bet vērtības var iegūt tikai no māju īpašniekiem; tikai piemērojamas raksturīgās īpašības māju un/vai zemes cenai
Atklātās izvēles metodes (Revealed preference)	Aizsardzības izdevumu metode (DE)	Izpēta teorētisko bāzi; izmanto aktuālos datus par izdevumiem, kas nozīmē, ka viegli atjaunot	Nav plaši pielietota; novērtē tikai izmantojamās vērtības; atbilstošus datus var būt grūti ievākt
Noteiktās izvēles metodes (Stated preference)	Nosacītās vērtēšanas metode (CV)	Var novērtēt izmantojamās un neizmantojamās vērtības; plaši pielietotas un daudz pētījumu; var tik pielietotas ekosistēmu pakalpojumu klasificēšanai	Strīdīgi galvenokārt sakarā ar problēmām plāna sagatavošanā un izpildīšanas posmā; var rezultātu ietekmēt aizspriedumi, pielietojot anketēšanu; var būt ļoti dārgi; nepieciešama ievērojamo datu vākšanu
Noteiktās izvēles metodes (Stated preference)	Izvēles eksperiments (CE)	Var novērtēt izmantojamās un neizmantojamās vērtības; var tik pielietotas ekosistēmu pakalpojumu klasificēšanai	Strīdīgi galvenokārt sakarā ar problēmām plāna sagatavošanā un izpildīšanas posmā; var būt dārgi; datu analīze var būt komplicēta; nepieciešama būtiska datu ievākšana
Nemonētārā metode (non-monetary method)	Nemonētārā pieeja	Diezgan viegli veikt; Var novērtēt neizmantojamās vērtības, bet drīzāk novērtē starposma, nevis gala pakalpojumus	Izmaksas ir tikai vērtību rādītājs, līdz ar to tā nav labklājības mērs kā WTP; datu pieejamība var būt ierobežota
	Labumu pārnese	Viegli pielietojama; relatīvi nedārga; akceptēta metode	Atkarīga no esošo pētījumu kvalitātes un pielietojamības; atkarīga no sākotnējo pētījumu metodes

Brīvprātīgās izvērtēšanas metodes (*Deliberative valuation methods*)

Iepriekš aprakstītās metodes koncentrējas uz atsevišķām vērtībām vai prioritātēm. Tomēr ekosistēmu pakalpojumiem var būt arī kopīga sociālā nozīmība. Var apgalvot, ka iedzīvotāji noteiktos apstākļos var piešķirt ekosistēmu pakalpojumiem kolektīvu jeb kopīgu sociālo vērtību (MacMillan et al., 2003; Sagoff, 1998, 2007; Spash, 2007, 2008; Fish et al., 2011). Šīs „kopīgās vērtības” nav novērtējamas, izmantojot iepriekš aprakstīto metodiku. Šādas vērtības var apzināt, izmantojot, piemēram, grupu diskusijas, debates un iesaistīto pušu izglītošanu. Šādu vērtību apzināšanas metodes ir aprakstījis Fish et al. (2011) – tiek izmantotas monetāras vai kvalitatīvas metodes, bet visbiežāk – kvalitatīvas. Kopumā tas sauc par Brīvprātīgās izvērtēšanas metodēm (DMV). Ja nepieciešams sniegt monetāro izvērtējumu, šī vērtība var tikt nolemta grupā kā vienošanās vai izmantojot vairākumu. Nozīmīgākais nav jautājums, vai izmantot monetāro vai nemonetāro metodiku, bet kā tās kombinēt, lai iegūtu holistisku perspektīvu par ekosistēmu pakalpojumu saistību ar cilvēku labklājību (Fish et al., 2011).

Brīvprātīgās metodes, iespējams, ir piemērotākās, izvērtējot tā sauktos „kulturālos ekosistēmu pakalpojumus” (ainavas ar simbolisku un vēsturisku nozīmi), bet var tikt izmantotas visu veidu ekosistēmu pakalpojumiem (Fish et al., 2011). „Kopīgo vērtību” izteikšana monetārā vai kvalitatīvā formā var papildināt ierastos novērtēšanas veidus (Ilvarez-Farizo et al., 2007). Daži pētnieki apgalvo, ka nenovērtējamās abstraktās vērtības, piemēram, eksistenciālās un altruistiskās ir cieši saistītas ar attiecīgajām iedzīvotāju motivācijām un uzvedības modeļiem.

Ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanas metodes

Cenas noteikšanas metodes

Aizvietošanas izmaksas (*Substitute-cost method*). Netiešās metodes visbiežāk saistītas ar aizvietošanas izmaksām. Ekoloģisko funkciju ekonomisko vērtību nosacīti iespējams noteikt ar citu pakalpojumu vai izmaksu vērtību, kas varētu tos aizvietot. Piemēram, skābekļa ražošanu var saistīt ar rūpnieciskā skābekļa ražošanas izmaksām, ūdens aizsardzības funkciju naudas izteiksmē var novērtēt, izmantojot izmaksas, kas nepieciešamas piesārņojuma seku likvidēšanā utt. Metodi var izmantot, lai raksturotu vērtību, kuras netiks komercializētas (Olar et al., 2011), piemēram, upju krastos esošu mežaudžu pilnīgu nociršanu.

Atjaunošanas izmaksu metode. Metode pamatojas uz vietas atjaunošanas izmaksu novērtēšanu, kas radušās vides bojājumu rezultātā un šo izmaksu izmantošanu kā atjaunošanas ieguvumu mēru. Piemērām, mitrāju atjaunošanas vai jaunu mitrāju izveidošanas izmaksas (Starptautiskās konvencijas „Par mitrājiem” ietvaros) var pieņemt kā pirmo tuvinājumu ieguvumiem no mitrāju saglabāšanas vai zaudēšanas nākotnē. Kā piemēru, var minēt arī nelikumīgi veikto ciršanu mežā, kur veicējiem tiek piemērota soda nauda.

Atklātās izvēles metodes

Ražošanas funkcijas metode (*Production Function Method* - PFM), ceļojumu izmaksu metode (*Travel Cost Method* - TCM), hedoniskās vērtēšanas metode (*Hedonic Price Method* - HPM) un aizsardzības izdevumu metodes (*Defensive Expenditure Methods* - DE).

Ceļošanas izmaksu metode

Metode balstās uz ideju, ka ceļojums uz atpūtas vietu un pati vieta ir papildus ieguvumi (tie tiek izmantoti kopā). **Ceļošanas izmaksu metodi** izmanto, lai novērtētu ekosistēmas, vietas rekreatīvās lietošanas ekonomisko vērtību. **Ceļošanas izmaksu metode** balstīta uz vienkāršu un pamatotu pieņēmumu, ka ceļojumu izmaksas atspoguļo vietas rekreatīvo vērtību.

Ar anketēšanas palīdzību tiek iegūti dati par brauciena sākumu, attālumu, tā ilgumu un ceļojumu izmaksām, kā arī braucienu skaitu uz konkrēto vietu kādā noteiktā laika periodā. Tādejādi var sastādīt pieprasījuma līkni konkrētai vietai, kuru nosaka ceļojuma izmaksas. Pieprasījuma līkni var veidot, pamatojoties uz: 1) attālumu, kādu veic apmeklētāji līdz

rekreācijas objektam; 2) rekreācijas objekta zonām, kuras tiek apmeklētas (ja vērtība jānosaka katrai zonai atsevišķi); 3) objekta apmeklējumu atkarībā, no iedzīvotāju dzīves vietas zonām.

Ceļojumu izmaksu metodi var izmantot, lai novērtētu gan rekreācijas vietas vērtību jeb korektāk būtu novērtēt aktivitāšu vērtību rekreācijas vietā, gan rekreācijas vietas kvalitātes vērtības. Piemēram, var tikt novērtēta upju krastos mežaudžes veicamo rekreācijas vērtību izmaiņas vai arī noteikt pakalpojumu sniegšanas vietas kvalitātes izmaiņas.

Izmantojot ceļošanas izmaksu metodi, var pielietot dažādas pieejas:

1. Vienkārša ceļojumu izmaksu pieeja, kas galvenokārt izmanto sekundāros datus un apkopo vienkāršus datus, izmantojot apmeklētāju aptauju.
2. Individuāla ceļojuma izmaksu novērtēšanas metode, kur pielieto datus no detalizētām apmeklētāju intervijām.
3. Nejaušo labumu teorija (*random utility theory*), kas izmanto aptaujas, sekundāros datus un sarežģītas statistikas metodes.

Bieži pētījumu ierobežoto laika un budžeta dēļ tiek piemērota pirmā no iepriekš aprakstītajām pieejām.

Hedoniskā vērtēšanas metode (*Hedonic Pricing Method* – HPM).

Hedoniskā vērtēšanas metode pamatojas uz faktu, ka „komplicētas” preces cenā tiek iekļauta preces komponentu netiešā cena. Respektīvi, tirgus preces cena ir saistīta ar tās īpašībām un pakalpojumiem, ko tā nodrošina. Ar *Hedoniskās vērtēšanas metodes* palīdzību tiek vērtētas vietējās vides īpatnības jeb vides kvalitāte un ērtības (tīrs gaiss, vizuāli pievilcīga ainava, rekreācijas iespējas, trokšņu līmenis), kuru esamība tieši ietekmē īpašuma tirgus cenu. Praksē *Hedoniskā vērtēšanas metode* pamatojas uz pētījumiem par reālu īpašumu cenu dažādos reģionos ilgākā laika posmā. Piemēram, mājai, no kuras paveras skaits skats uz vecu, pieaugušu mežu, būs daudz augstāka cena nekā citai līdzvērtīgai mājai ar mazāk interesantu ainavu. Mežu resursi ir viens no noteicošajiem faktoriem, kas veido īpašuma cenu un nodrošinās dzīves vietas kvalitāti, līdz ar to īpašuma cenu izmaiņas atkarīgas no meža resursu klātbūtnes un kvalitātes.

Ražošanas funkcijas metode (*Production Function Method* - PFM) tiek izmantota saikne starp ekosistēmas stāvokli (veselību) un saražoto tirgus labumu.

Aizsardzības izdevumu metode (DE) ir balstīta uz faktiskajiem izdevumiem, kas nepieciešami, lai novērstu aizsardzību, piemēram, pret eroziju, plūdiem, vides piesārņojumu u.tml.

Noteiktās izvēles metode

Noteiktās izvēles metode pamatojas uz respondenta izvēli starp divām vai vairākām alternatīvām, kur katrai no tām ir atbilstoša kvalitāte un cenas līmenis. Metodi visbiežāk izmanto rekreācijas funkcijas novērtēšanā. Klasiskā veidā metode pamatojas uz dažādu fotoattēlu demonstrēšanu respondentiem. Līdz ar to iespējams noteikt ne tikai objektu vērtību, bet arī tā vēlamu kvalitatīvo aprakstu, kas sniedz informāciju par to, kādam jāizskatās mežam, lai atbilstu iedzīvotāju rekreācijas vajadzībām (biezība, sugas, atrašanās vieta). Līdz ar kvalitatīvo aprakstu pēc iepriekš noteiktas vērtību skalas, iespējams iegūt arī salīdzinājumu starp dažādas kvalitātes objektiem, kā arī noskaidrot šo objektu cenu, noskaidrojot respondentu vēlmi maksāt un vēlmi piekrist dotajam maksājumam.

Lai noskaidrotu iedzīvotāju viedoki, jāveic iedzīvotāju aptauja. Piemēram, vai potenciālie upju krastos esošo mežaudžu apmeklētāji piekrīt dažādiem mežaudžu attīstības scenārijiem. Vai arī - veicot rekreācijas zonu noteikšanu un to izmantošanu mežaudžēs gar upju krastiem novērtē sekojošus raksturojošus parametrus: 1) mežaudžu ainaviskās struktūras dažādošana; 2) ūdensteču un ūdenstilpņu izmantošana; 3) kultūrvēsturisku objektu iekļaušana; 4) dažādu reljefa formu iekļaušana; 5) lielu dimensiju koku ietveršana; 6) citu ainavas elementu izmantošana; 7) reto sugu vai dabas elementu apskate.

Tirgus modelēšanas metodes. Šajā gadījumā metodes balstās uz to, ka tirgus var tikt modelēts un tādejādi noteiktas tirgus cenas. Vērtējamās preces tirgus tiek modelēts ar anketēšanas palīdzību, aptaujājot iedzīvotājus vai daļu no tiem.

Kontingenta jeb nosacītā vērtēšanas metode (*Contingent valuation method* – CVM).

Šo visplašāk lietoto metodi izmanto rekreācijas vērtības, dažādu sugu vērtības, kā arī iespējamo resursu lietošanas vai izmantošanas aizliegumu un ierobežojumu novērtēšanā. Metode ir elastīga, ļaujot novērtēt plašu ne tirgus preču un pakalpojumu spektru. To iespējams izmantot gan lietoto, gan nelietoto vērtību noteikšanai.

Metode pamatojas uz aptauju rezultātiem, kurās respondenti netieši nosaka attiecīgā resursa „cenu”. Izmantojot kontingenta jeb nosacītās vērtēšanas metodi, iespējams noteikt divas „cenas”: **vēlmi maksāt (*willingness to pay* - WTP)** par dabas vērtību saglabāšanu; **vēlmi piekrist (*willingness-to accept* - WTA)** dotajiem maksājumam, lai šīs dabas vērtības saglabātu.

Izvēles eksperiments (*Choice Experiments* - CE) jeb **noteiktās izvēles metode (*contingent choice method*)**. Metodi lieto, lai atsevišķi novērtētu vairākas mežu bioloģiskās un ainaviskās daudzveidības raksturīgās pazīmes vai vides kvalitāti atšķirīgās dimensijās. Metodē tiek izmantotas divu veidu īpašības: monetārā atlīdzība jeb kompensācija un fizikālās īpašības. Kopējā īpašību vērtību kombinācijas veido alternatīvas. Aptaujās respondentiem dota iespēja izvēlēties starp esošajām alternatīvām, kas var atšķirties pēc dažādiem aspektiem, piemēram, pēc vides kvalitātes dažādās dimensijās. Metode neprasa respondentiem tieši noteikt resursu cenu, bet tā tiek iegūta no to izvēles vai kompromisiem.

Labumu pārnese metode

(*Benefit-transfer method*) neietilpst iepriekš minētajā kategorijās, jo tā pielieto vērtības, kuras sākotnēji ir novērtētas ar citām metodēm.

Šī metode tiek izmantota vērtību pārnesei no sākotnējās izpētes teritorijas uz vietu, kur ir nepieciešams modelēt vērtību. Ir pieļaujams, ka tiek veiktas vērtību korekcijas atbilstoši nepieciešamajai situācijai. Metodi pielieto, ja jau iepriekš ir veikti pētījumi attiecīgajā jautājumā un konkrētajā pētījumā ir ierobežoti budžeta un laika resursi.

Labumu pārnese metodi var pielietot dažādos veidos, atkarībā no vajadzības un pieejamās informācijas. Pastāv divu veidu labumu pārnese: 1) monetāro vērtību pārnese; 2) funkciju un meta-modeļu pārnese. Monetāro vērtību pārnesei izmanto, ja vēlas noteikt, cik reāli indivīdi būtu gatavi maksāt, ja teorētiski būtu pieejams konkrētais pakalpojums, piemēram, brūno lāču medības Latvijā (Olar, 2011). Meta-modeļus pielieto, lai novērtētu eksistences un mantojuma jeb paliekošās vērtības. Meta-modeļu pielietošana tiek vērtēta ar augstākām prognozēšanas iespējām (Genty, 2005), bet vērtēšana, izmantojot meta-modeļus ir iespējama, ja tādi pastāv.

Zaudēto iespēju izmaksas.

Ja resursu, kura vērtību nav iespējams izteikt reālos skaitļos, izmantošanas alternatīvais variants ir saistīts ar citu labumu iegūšanu, kurus ir iespējams novērtēt naudas izteiksmē, tad „zaudētā” resursa vērtības noteikšanā tiek izmantotas iespēju izmaksas. Daudzos gadījumos tā ir neiegūtā peļņa no koksnes realizācijas. Šo metodi plaši izmanto aizsardzības platību novērtēšanā.

Produktivitātes faktors.

Meža produktivitātes faktors saistīts ar neiegūto peļņu (ienākumiem), ja pastāv ierobežojumi, kas saistīti ar citu mežu resursu veidu saglabāšanu vai aizsardzību. Salīdzinot iespējamās un reālos ienākumus no koksnes realizācijas platībā, kurā ir apsaimniekošanas ierobežojumi, iespējams aprēķināt nekoksnes resursus, piemēram, meža aizsardzības zonas vai biotopa vērtību. Analoga metode tiek izmantota arī meža ainavu apsaimniekošanas vērtēšanā. Piemēram, dabas aizsardzība un nodarbinātība mežsaimniecībā jeb aizsargājamo teritoriju potenciālā ietekme uz nodarbinātību.

Lai noteiktu vides pakalpojumu ekonomisko vērtību, metodes tiek iedalītas divās kategorijās, **ekosistēmu pakalpojumu tiešās un netiešās vērtēšanas metodes:**

- **Tiešās vērtēšanas metodes** saistītas ar dažādu aptauju un eksperimentu datiem. Pie tām pieskaita noteiktās izvēles metodes kā kontingenta jeb nosacītā vērtēšanas metodi.

- **Netiešās vērtēšanas metodes** vairāk pamatojas uz vidējām, pielīdzinātām vai alternatīvām cenām. Pie tām pieskaita: ceļojumu izmaksu un Hedoniskā vērtēšanas metodi, kā arī tādas metodes kā – **zaudēto iespēju izmaksas, produktivitātes faktors, aizvietošanas izmaksas, atjaunošanas izmaksas.**

Ekosistēmu pakalpojumu vērtības un to indikatori

Ilgspējīgas attīstības kontekstā mežaudzēm upju krastos ir īpaša nozīme, turklāt tās sniedz ekosistēmas pakalpojumus un ieguvumus sociālai sfērai, dabas aizsardzībai un arī ekonomikai. Minētos pakalpojumus iedala vairākās grupās (Daily, 1999; Chee, 2004).

Ekonomiskie ieguvumi (produkti) iekļauj dažādus pārtikas un barības elementus (augu un dzīvnieku produkti, lopbarība), medicīnas produktus, materiālus (dabiskās šķiedras, koksne), enerģiju (biokurināmais, attīrīts ūdens hidroelektrostacijām), rūpnieciskos produktus (vaski, eļļas, smaržvielas, krāsvielas, sintētisko produktu sastāvdaļas), kā arī ģenētiskos resursus.

Atjaunošanas pakalpojumi nodrošina vielu apriti un filtrāciju (detoksikācija, atkritumu sadalīšanās, augsnes auglības atjaunošanās, gaisa un ūdens attīrīšana), kā arī sēklu izplatīšanu veģetācijas atjaunošanai un augu apputeksnēšanu.

Savukārt, stabilizējošie pakalpojumi ietver daļēju klimata stabilizāciju, atsevišķu faktoru (temperatūra, vējš) ietekmes mazināšanu, hidroloģiskā cikla regulāciju (plūdu un sausuma novēršana), krastu un ūdensteču saglabāšanu, sugu nomaiņu vides apstākļu izmaiņu ietekmē, kā arī potenciālo kaitēkļu kontroli.

Pilnvērtīgas dzīves pakalpojumu (life-fulfilling) ietvars saistās ar ekosistēmu kā kultūras, intelektuālo un garīgo vērtību iedvesmas avotu, tās estētisko skaistumu.

Saglabāšanas pakalpojumi nodrošina ekoloģisko komponentu un sistēmu saglabāšanu nākotnē, kā arī jaunu produktu un pakalpojumu nodrošināšanu.

Ekosistēmu pakalpojumi vai to radītie labumi ir izsakāmas kā vērtības, kuras varam izmantot, lai noteiktu kopējo ekonomisko vērtību (Costanza, 1997; List, 2001; Soutukorva, 2005). Novērtēšanā izmanto vērtību un indikatoru sistēmu. Vērtības pamatā tiek izteiktas ar kvalitatīvi raksturojošām pazīmēm, pēc kurām tās vērtē, klasificē un analizē. Vērtību noteikšana galvenokārt balstās uz indikatorpazīmēm. Indikatori rāda un atspoguļo parādības, objekta stāvokli, kā arī tajās notiekošās pārmaiņas. Indikatori ir vērtības noteikšanas mērs. Indikatoru mērs ir kvantitatīvs, bet atsevišķos gadījumos ir iespējas formulēt arī aprakstošos jeb kvalitatīvajos indikatoros. Piemēram, lai raksturotu bioloģisko daudzveidību mežaudzēs gar upju krastiem, tiek piemērotas daudzveidības komponentes kā struktūra, kompozīcija un funkcija. Atbilstoši minētajām komponentēm vērtības var grupēt kā struktūras, kompozīcijas un funkcijas vērtības.

Struktūras vērtības raksturo daudzveidības fizikālos aspektus, biosistēmas uzbūvi. Struktūras vērtības mežu bioloģiskās daudzveidības raksturošanai ir: meža zemju dabiskie un antropogēnie elementi, meža apsaimniekotāju raksturlielumi, meža zemes izmantošanas vēsture, biotopi, meža biotopu saglabāšana un aizsardzība, meža ražība, audzes vecums, meža atjaunošana, sukcesijas stadijas, audzes kontinuitāte, fragmentācija, ekotoni, mežaudzes struktūra, kokaudzes struktūra, mirusī koksne un zemsega.

Kompozīcijas vērtības raksturo daudzveidības bioloģisko komponenti - iekšsugu, taksonu un augu sabiedrību sastāvu. Kompozīcijas vērtības ir floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas, medijamie zīdītājdzīvnieki un putni.

Funkciju vērtības apvieno daudzveidību ietekmējošos procesus. Funkciju vērtības ir dabiskie traucējumi (uguns, vējš, sniegs, ūdens, bioloģiskie traucējumi), dabiskos traucējumus ierobežojošie faktori, antropogēnie faktori (meža cirtes, nemiera faktori, meža sinantropizācija un eitrofikācija, ganīšana).

Katru no minētajām vērtībām raksturo kvantitatīvie indikatori (3.5. tabula).

Upju krastos esošo mežaudžu sniegtie ekosistēmu pakalpojumi

<i>Pakalpojumi</i>	<i>Vērtības</i>	<i>Vērtējamās vērtības</i>	<i>Indikatori un mērvienības</i>
<i>Ekonomiskie ieguvumi</i>	Dažādi pārtikas un barības elementi (augu un dzīvnieku produkti, lopbarība)	Zemsega, meža ražība, floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas, medijamie zīdītājdzīvnieki un putni	Iegūtā pārtika un barība, t.sk. ogas, sēnes, gaļa - (t)
	Medicīnas produkti	Zemsega, meža ražība, floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas, medijamie zīdītājdzīvnieki un putni	Iegūtais apjoms - (kg)
	Materiāli (dabiskās šķiedras, koksne)	Meža ražība, floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Iegūtais koksnes apjoms - (m3) Iegūtais dabiskās šķiedras apjoms - (t)
	Enerģija (biokurināmais, attīrīts ūdens hidroelektrostacijām)	Vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Iegūtais koksnes apjoms - (m3) Attīrītā ūdens apjoms - (m3)
	Rūpnieciskie produkti (vaski, eļļas, smaržvielas, krāsvielas, sintētisko produktu sastāvdaļas)	Floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Iegūto produktu apjoms - (kg)
	Ģenētiskie resursi	Sukcesijas stadijas, ekotoni, miruši koksne, zemsega, floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Sugu sastāvs - (gab.) Biotopu veidi - (gab.) Biotopu platība - (ha) Īpaši aizsargājamās dabas teritorijas - (ha) Atmiruši koksne - (m3)
	<i>Atjaunošanas pakalpojumi</i>	Vielu aprite un filtrācija (detoksikācija, atkritumu sadalīšanās, augsnes auglības atjaunošanās, gaisa un ūdens attīrīšana)	Meža ražība, zemsega, vietējās un svešzemju kokaugu sugas
Ssēklu izplatīšana veģetācijas atjaunošanai un augu apputeksnēšanai		Zemsega, floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Sugu sastāvs - (gab.)
<i>Stabilizējošie pakalpojumi</i>	Daļēja klimata stabilizācija, atsevišķu faktoru (temperatūra, vējš) ietekmes mazināšana	Audzes vecums, ekotoni, mežaudzes struktūra, zemsega, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Vējgāžu bojātās platības - (ha)
	Hidroloģiskā cikla regulācija (plūdu un sausuma novēršana)	Audzes vecums, ekotoni, mežaudzes struktūra, zemsega, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Ūdens līmeņa izmaiņu novērtēšana - (cm)
	Krastu un ūdensteču saglabāšana	Biotopi, meža biotopu saglabāšana un aizsardzība, zemsega, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Koku daudzums ūdenstecē - (gab./km) Erozijas apjoms - (m3) vai (konstatēto vietu skaits)

	Sugu nomaiņa vides apstākļu izmaiņu ietekmē	Audzes kontinuitāte, fragmentācija, mežaudzes struktūra, mirusī koksne, zemsega, floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Sugu sastāvs - (gab.) Atmirusī koksnes - (m3)
	Potenciālo kaitēkļu kontrole	Floras un faunas bagātība, medījamie zīdītājdzīvnieki un putni	Kaitēkļu bojāto audžu platības - (m3)
<i>Pilnvērtīgas dzīves (life-fulfilling) pakalpojumi</i>	Kultūras, intelektuālo un garīgo vērtību iedvesmas avots	Meža zemju dabiskie un antropogēnie elementi, floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Sabiedrības vērtējums - (kvalitāte)
	Estētiskais skaistums	Meža zemju dabiskie un antropogēnie elementi, fragmentācija, mežaudzes struktūra, zemsega, floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Sabiedrības vērtējums - (kvalitāte)
<i>Saglabāšanas pakalpojumi</i>	Nodrošina ekoloģisko komponentu un sistēmu saglabāšana nākotnē	Biotopi, meža biotopu saglabāšana un aizsardzība, meža atjaunošana, audzes kontinuitāte, mežaudzes struktūra, mirusī koksne, zemsega, floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Sugu sastāvs - (gab.) Biotopu veidi - (gab.) Biotopu platība - (ha) Īpaši aizsargājamās dabas teritorijas - (ha) Atmirusī koksne - (m3)
	Jaunu produktu un pakalpojumu nodrošināšana	Floras un faunas bagātība, vietējās un svešzemju kokaugu sugas	Ieviestu produktu un pakalpojumu skaits - (gab.)

Upju krastos esošās mežaudzes ir pilnībā saistītas ar funkciju vērtībām, tās veic pilnīgu visu vērtību ietekmējošos procesus. Neatkarīgi no vērtību nozīmes un to pielietošanas tās var būtiski ietekmēt dabiskie traucējumi, dabiskos traucējumus ierobežojošie faktori, antropogēnie faktori (3.6. tabula).

3.6. tabula

Upju krastos esošo mežaudžu sniegto ekosistēmu pakalpojumu vērtību un indikatoru sistēma

Pakalpojumi	Vērtības	Vērtējamās vērtības	Indikatori un mērvienības
Visi ekosistēmu pakalpojumi	Visas definētās vērtības	Dabiskie traucējumi (uguns, vējš, sniegs, ūdens, bioloģiskie traucējumi)	Ugunsgrēku skaits - (gab.) Vējgāžu bojātās platības - (ha) Snieglaužu bojātās platības - (ha) Kaitēkļu bojātās platības - (ha)
		Dabiskos traucējumus ierobežojošie faktori	
		Antropogēnie faktori (meža cirtes, nemiera faktori, meža sinantropizācija un eitrofikācija, ganīšana)	Mežsaimnieciskā darbība - (ha) Kailcirtes - (ha) Meža platības, kurās ieviesušās pļavu graudzāles, ruderālie augi, introducētie koki - (ha) Upju krasta joslas garums, kur novērojama eitrofikācija - (km) Ganīšana mežā - (ha)

Pastāvošie pētījumu virzieni

Upju krastos esošu mežaudžu un to sniegto ekosistēmu pakalpojumu novērtēšana ir veikta dažādos pētījumos. Latvijā liela daļa pētījumu ir netieši attiecībā uz upju krastos esošām mežaudzēm (piemēram, pētījumi par mežaudzēm, veģetāciju, ūdens kvalitāti, arī aizsargājamām sugām un biotopiem). Netieši arī ir veikti pētījumi, kas attiecas uz mežaudzēs esošo ūdensteču eitrofikācijas izplatību.

Tomēr joprojām pastāv ievērojams zināšanu trūkums, kas saistīts ar upju krastos esošo mežaudžu sniegtajiem ekosistēmu pakalpojumiem. Vairākos veiktajos pētījumos ir izmantotas dažādu izmaksu pieejas - tādas kā aizvietošanas izmaksas, videi nodarīto kaitējumu izmaksas un tirgus cenas, kuras tiek pielīdzinātas ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanai. Ekosistēmas pakalpojumu pētījumu virzienā vairāk ir vērsta uzmanība uz to sniegto vērtību apzināšanu kā kultūrvēsturisko vērtību noskaidrošana (Valsts meža dienesta projekta ietvaros). Jāatzīmē, ka lielākā daļa veikto pētījumu nav tieši vērsti uz mežaudžu sniegto pakalpojumu novērtēšanu, bet uz visām mežaudzēm kopumā. Tas ir atzīmējams kā zināms ieguvums, jo esošās metodes un uzkrātos datus var izmantot tālākiem pētījumiem, kas saistīti ar noteiktās vietās novietotām mežaudzēm. Jāatzīmē, ka ekosistēmu pakalpojumi, kas ir saistīti ar „daudzveidību” un „dzīvotnēm” būtu jāizvirza kā prioritāte nākotnes pētījumiem. Tāpat ļoti nepieciešami tālāki pētījumi, kas saistīti ar ainavas, estētikas, kultūras mantojuma un rekreācijas pakalpojumiem. Būtiski būtu attīstīt pētījumus, kas būtu vērsti uz krastmalu mežaudzēs iegūstamajiem ekonomiskajiem labumiem kā pārtikas un medicīnas produkti, koksnes ieguve. Svarīgi turpmākajos pētījumos noskaidrot, kāda ietekme ir konkrētām mežaudzēm plašākā mērogā, piemēram, ūdens kvalitāti sateces baseinā un Baltijas jūrā, ietekmi uz eitrofikāciju un sedimentāciju ūdenstecēs, kā arī zivju resursiem.

Atsaucoties uz iepriekš minētajiem „baltajiem laukumiem” pētniecības jomā, jāapzinās, ka nereti pētījumus piemēro specifiskiem apstākļiem un kādai konkrētai vietējai teritorijai, bet nepiemēro tos vispārīgiem kvantitatīviem secinājumiem par upju krastos esošo mežaudžu vidi. Tas būtu vitāli nepieciešams, lai tos varētu sasaistīt ar pastāvošās politikas mērķiem. Tāpat jāmin, ka esošie liela apjoma kvantitatīvie dati ne vienmēr atspoguļo reālo situāciju, kā piemēru minot novecojušus datus - tas akcentē nepieciešamību pēc plaša mēroga pētījumiem, lai noskaidrotu patieso situāciju mežaudzēs gar upju krastiem un to iespējām sniegt ekosistēmu pakalpojumus.

Pētījumos aplūkoti galvenie apdraudējumi, kas netieši saistīti ar mežaudzēm upju krastos, ir ūdenstecēs notiekošie eitrofikācijas un sedimentācijas procesi (Urtāns, 2008). Svarīgi, ka ūdensteču sateces baseini ir saistīti ar Baltijas jūru, ietekmē tās stāvokli un zivju resursu atražošanu, veicina eitrofikācijas norisi arī jūras ekosistēmā (HELCOM, 2010; BalticSTERN, 2013).

Pētījumi iesaka nošķirt starpposmu un gala ekosistēmu pakalpojumus ekonomiskās uzskaites sistēmās. Piemēram, pārtikas nodrošinājums ir gala pakalpojums, savukārt, apputeksnēšana ir starpposma pakalpojums. No minētajiem pakalpojumiem labums ir pārtika. Respektīvi, ekosistēmas pakalpojumi ir ekoloģiskais fenomens, un iegūstamie labumi ir lietas, kas tieši ietekmē sabiedrības labklājību. Labumus parasti veido ekosistēmas, pakalpojumiem mijoties ar citām resursu formām kā sabiedrība, zināšanas, iekārtas, piemēram, hidroelektrostacijas izmanto ūdens regulēšanas pakalpojumus, ko veic daba, bet tajā pašā laikā nepieciešams pielietot cilvēku zināšanas, būvmateriālus u.c. (Fisher et al., 2008).

Stabilizējošais ekosistēmu pakalpojumu sniegtais labums var būt plūdu un sausuma novēršana, kas izpaužas kā erozijas apturēšana upju krastos, uz kuriem aug mežaudzes. Piemēram, lai samazinātu krastmalu erozijas draudus ir nepieciešams mainīt hidroloģiskā cikla regulāciju. Svarīgi ir apzināt, ka starpposma pakalpojumi ir mežaudzes un augsnes veidošanās, kas nepieciešami, lai veicinātu hidroloģiskā cikla regulāciju. Kā ieguvēji no minētā pakalpojuma ir zemju īpašnieki, straujteču sniegto resursu izmantotāji (zivjsaimnieki, ūdenstūristi un makšķernieki) (3.7. tabula).

Hidroloģiskā cikla regulācija – pakalpojumu un ieguvumu princips
(pēc Fisher et al., 2008)

Starpposma pakalpojums	>	Gala pakalpojums	>
Labums/ieguvums			
Mežaudzes veidošanās (audzes vecums, ekotoni, mežaudzes struktūra, zemsega, vietējās un svešzemju kokaugu sugas)		Hidroloģiskā cikla regulācija (plūdu un sausuma novēršana)	Erozijas apturēšana
Augsnes veidošanās			

Aplūkojot piemēru par hidroloģiskā cikla regulāciju, kas novērš plūdus un sausumu, cita resursu forma kā cilvēka zināšanas var palīdzēt veicināt erozijas ierobežošanu kā specifisku mežsaimniecības pasākumu ieviešana mežaudzēs gar upju krastiem.

Upju krastos esošo mežaudžu ekosistēmu pakalpojumu novērtēšana

Ekosistēmu pakalpojumu vērtēšanā izmanto šādas pieejas:

Pirmā pieeja (tiek veikta mežaudžu instrumentāla uzmērīšana, nosakot kokaudzes raksturojošos parametrus, atmirušās koksnes daudzumu un stāvokli, sugu daudzveidību. Detalizēti pētījumā izmantotā metodika, ievāktie dati un rezultāti aprakstīti sadaļā Nr.2 un 3. Iegūtos datus analizē, izmantojot *Zaudēto iespēju izmaksu metodi*, tādējādi iespējams novērtēt naudas izteiksmē „zaudētā” resursa vērtību. Daudzos gadījumos tā ir neiegūtā peļņa no koksnes realizācijas. Tātad šajā gadījumā izmanto kokaudzes datus, kas pārvērsti monetārā izteiksmē, iegūst teorētisku vērtību. Cenu noteikšanas metodi pielieto, lai novērtētu bioloģiskās daudzveidības monetāro vērtību. Pamata princips ir noteikt kopējās izmaksas, ja teritorijā esošajai bioloģiskajai daudzveidībai būtu nodarīts kaitējums, to būtu nepieciešams aizstāt vai nepieciešams nodrošināt piesardzību to sniegto pakalpojumu nodrošināšanai. Rezultātu iegūšanai izmanto datus no pētījumā veiktajiem un ievāktajiem mērījumiem, kuri plaši aprakstīti sadaļā nr.3.2.).

Otrā pieeja (izmanto *ceļošanas izmaksu metodi*, lai novērtētu rekreatīvās lietošanas ekonomisko vērtību. Informācijas iegūšanai ir nepieciešamas anketas un respondenti, kuri konkrēti izmanto mežaudzes gar upju krastiem savu rekreāciju aktivitāšu īstenošanai. Veicot anketēšanu, ir jāievāc dati par ceļojuma brauciena sākumu, attālumu, tā ilgumu un ceļojumu izmaksām, kā arī braucienu skaitu uz konkrēto vietu noteiktā laika periodā. Tādējādi var izveidot pieprasījuma līkni konkrētai vietai, ko nosaka ceļojuma izmaksas. Pieprasījuma līkni var veidot, pamatojoties uz: 1) attālumu, kādu veic apmeklētāji līdz rekreācijas objektam; 2) rekreācijas objekta zonām, kuras tiek apmeklētas (ja vērtība jānosaka katrai zonai atsevišķi); 3) objekta apmeklējumu atkarībā, no iedzīvotāju dzīves vietas zonām. Ceļojumu izmaksu metodi pielieto, lai noteiktu rekreācijas vietas vērtību jeb veikto aktivitāšu vērtību rekreācijas vietā, gan arī rekreācijas vietas kvalitātes vērtību. Piemēram, var tikt novērtēta upju krastu mežaudzēs veikto rekreācijas vērtību (orientēšanās, medības, putnu vērošana, sēņošana) vērtību vai arī noteikt pakalpojumu sniegšanas vietas kvalitātes vērtību. Ceļošanas izmaksu metodes pielietošanai izmanto vienkāršu ceļojumu izmaksu noteikšanas pieeju, kurā apkopo sekundāros datus un iegūtos vienkāršos datus no apmeklētāju aptaujām. Būtisks nosacījums šīs metodes izmantošanai ir salīdzinoši vienkārša pielietošana, ja ir ierobežots laiks un budžets).

Trešā pieeja (ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanas pētījumos veic aptaujas, izmantojot attīstītās metodes (CV un CE). Sākotnēji pētījumā ir nepieciešams modelēt aptauju, kas izzinās sabiedrības attieksmi pret vidi - mežaudzēs gar upju krastiem. Tāpat ir nepieciešams izzināt attieksmi pret dažādiem pienākumiem, kas veicinātu vides uzlabošanu un veidiem, kā finansēt nepieciešamos vides uzlabošanas pasākumus. Šāda pētījuma mērķis būtu iegūt informāciju, kas var būt noderīga, plānojot pētījumu par risku novērtēšanu, kas saistīti ar upju

krastu mežaudžu problemātiku. Aptaujas veikšanai var izmantot telefonintervijas, kā arī tiešu kontaktu ar respondentu (*face-to-face*). Veicot aptauju, ir nepieciešams sākotnēji izskaidrot, par ko tā būs un noskaidrot, kāda ir respondentu galvenā saikne ar konkrēto teritoriju, kā arī, kāda ir to attieksme pret teritorijā notiekošajiem procesiem. Jautājumiem galvenokārt jābūt vēršotiem uz potenciālajām upju krastu mežaudžu problēmām un veidiem, kā tās risināt, tai skaitā - iespējamiem maksājumiem vides problēmu risināšanai).

Dažādu antropoloģisko faktoru ietekmē vai gluži pretēji - to neesamības dēļ, jau desmitiem gadu ūdensteču krastos veidojas meži ar dažādu vecumstruktūru, atšķirīgu veģetāciju, mikroklimatu, atmirušās koksnes daudzumu un dimensijām, kā arī citiem būtiskiem struktūrelementiem. Pastāv dažādi iemesli, kāpēc samazinās minēto vides vērtību kvalitāte, t.sk. saldūdens kvalitāte. Pēdējo gadu desmitu laikā cilvēka (bez)darbības rezultātā ir būtiski mainījušās upju bioloģiskās un fizikālās īpašības un to hidroloģiskais režīms – upes aizaug, aizsērē, tajās izzūd kādreiz bieži sastopamās augu un dzīvnieku sugas (Urtāns, 2008). Kā galvenie iemesli tam minēti - ūdensteču bagātināšanās ar fosfora un slāpekļa savienojumiem no punktveida piesārņojuma avotiem un no sateces baseina izkliedētās biogēnu noplūdes, kā arī piesārņojums un izskalojumi (Madsen, 1995). Mazāk novērtēta ir upju funkciju degradācija saistībā ar cilvēka ekstensīvas darbības samazināšanos upju piekrastes joslā (Urtāns, 2008). Tādēļ ir jāmeklē un jānovērtē dažādi risinājumi, kas veicinātu pārmērīgas biogēnu noteces samazināšanos vai pat pilnīgu tās pārtveršanu. Turpmākā pētījumā būtu jānoskaidro plašākā mērogā, kādi būtu attīstības scenāriji pēc sabiedrības domām, lai mazinātu piesārņojumu, biogēnu noplūdi un izskalojumus. Minētais pētījums būtu jābalsta uz informāciju, kas noskaidro sabiedrības kopējo viedokli par tēmas problemātiku un iespējamiem risinājumiem kā maksājumu sistēmu vides uzlabošanai. Pētījuma rezultātā ir jāiegūst izmaksu sadalījums dažādiem attīstības scenārijiem. Pētījumā izmanto CV metodi, ar kuras palīdzību noskaidro, cik daudz sabiedrība būtu gatava maksāt, lai samazinātu negatīvos procesus mežaudzēs gar ūdenstecēm. Pētījuma laikā sabiedrībai ir jāsniedz atbildes arī par to izmantojamām (zivju resursi) un neizmantojamām (estētiskais skats) vērtībām. CV metode ir vispiemērotākā situācijās, kad jānovērtē saskanīgi hipotētiski scenāriji vides izmaiņām. Savukārt, CE novērtē vērtību raksturīgās pazīmes (Haab & McConnell, 2002). Anketas konstruēšanā var izmantot tehniku, ka, piemēram, konkrētajam procesam var aprakstīt piecas ietekmes, kur katrai ir pieci kvalitātes līmeņi (3.8. tabula).

Upju krastu joslu mežaudžu kvalitātes līmeņu noteikšana
(pēc Ahtiainen et al., 2012)

Krastmalu mežu novērtējums					
Mežaudzes kvalitāte	Krasta eroziju veicinošie koki upē	Ainava un estētiskais skats	Sugu un biotopu daudzveidība	Atmirušās koksnes daudzums	Meža sinantropizācija
Augstākā iespējamā mežaudžu kvalitāte	Mazāk kā 10 koki uz 100m	Sabiedrība novērtē ar subjektīvu vērtējumu no 9 līdz 10	Sugu skaits veido vismaz 100 sugas uz laukumu vienību 20m x 20m; Vismaz 1 reizi konstatējams uz 1km	Vidēja vērtība – no 20m ³ līdz 30m ³	Meža platības, kurās nav ieviesušās pļavu graudzāles, ruderālie augi, introducētie koki
	No 11 līdz 20 kokiem uz 100m	Sabiedrība novērtē ar subjektīvu vērtējumu no 7 līdz 8	Sugu skaits veido no 61 līdz 99 sugām uz laukumu vienību 20m x 20m; Vismaz 1 reizi konstatējams uz 2km	No 15m ³ līdz 19m ³ un no 31m ³ līdz 35m ³	Meža platības, kurās ieviesušās līdz 4 sugām (pļavu graudzāles, ruderālie augi, introducētie koki) uz laukuma vienību 20m x 20m
	No 21 līdz 30 kokiem uz 100	Sabiedrība novērtē ar subjektīvu vērtējumu no 5 līdz 6	Sugu skaits veido no 31 līdz 60 sugām uz laukumu vienību 20m x 20m; Biotopu konstatē 1x katrus 3 km	No 10m ³ līdz 14m ³ un no 36m ³ līdz 40m ³	Meža platības, kurās ieviesušās 5 līdz 9 sugas (pļavu graudzāles, ruderālie augi, introducētie koki) uz laukuma vienību 20m x 20m
	No 31 līdz 40 kokiem uz 100m	Sabiedrība novērtē ar subjektīvu vērtējumu no 3 līdz 4	Sugu skaits veido no 11 līdz 30 sugām uz laukumu vienību 20m x 20m; Biotopu konstatē 1x katrus 4 km	No 6m ³ līdz 9m ³ un no 41m ³ līdz 45m ³	Meža platības, kurās ieviesušās no 10 līdz 14 sugas (pļavu graudzāles, ruderālie augi, introducētie koki) uz laukuma vienību 20m x 20m
Viszemākā iespējamā mežaudžu kvalitāte	Vairāk kā 41 kokiem uz 100 m	Sabiedrība novērtē ar subjektīvu vērtējumu no 0 līdz 2	Sugu skaits līdz 10 sugām uz laukumu vienību 20m x 20m; Biotopu konstatē 1x katrus 5 km	No 0m ³ līdz 5m ³ un vairāk par 46m ³	Meža platības, kurās ieviesušās vairāk par 15 sugas (pļavu graudzāles, ruderālie augi, introducētie koki) uz laukuma vienību 20m x 20m

Izveidotās metodikas aprobēšana praksē

Pielietojot izveidoto metodiku, ir iespējas noteikt ekosistēmas pakalpojumu vērtību. Tomēr dažkārt tā ir pretrunīga. Tādēļ, ekstrapolējot zinātniski pierādītus rezultātus, ir jāizveido ekosistēmas pakalpojumu maksājumu (EPM) sistēma. EPM ir brīvprātīgs darījums, kurā ir skaidri noteikts vides pakalpojums vai planētas saglabāšana kāda cita pakalpojuma radīšanai. Lai notiktu EPM, ir jābūt vismaz vienam pakalpojuma pircējam un vismaz vienam pakalpojuma piedāvātājam. EPM ir trīs kritiskas pazīmes: 1) skaidri vērstas uz vides rezultātiem jeb EPM ir rezultāta orientēta; 2) brīvprātīga, bieži sarunu procesā panākta vienošanās: EPM ir pielāgojama un elastīga situācijai; 3) nosacīti pastāv līgumiskas attiecības: piegādātāji nodrošina pakalpojumu un pircēji līdz maksājumiem nodrošina novērošanu, un sankciju mehānismus. EPM shēmas var būt dažāda lieluma; no mazām vietējām iniciatīvām līdz globāliem starptautiskiem līgumiem. Pakalpojumu pircēju, piegādātāju un starpnieku (individuāli zemes īpašnieki, kopienas, privātas kompānijas, NVO, publiskās iestādes) skaits var atšķirties. Tāpat pakalpojuma vai zemes lietojuma specifikācija un naudas ievākšanas veidi/fondi no pircējiem var atšķirties.

Piemēram, kopš 2008.gada ekosistēmas pakalpojumu maksājumu programmas ietvaros Žironā, Katalonijas provincē, Spānijā tiek sargātas pieaugušas mežaudzes, lai veicinātu bioloģiskās daudzveidības saglabāšanos. Programma paredz noteikt dabas aizsardzību kā prioritāti, un aizsargāt mežaudzes, kuras nav apsaimniekotas pēdējos 50 – 100 gadus. Meža īpašniekiem tiek piedāvāti maksājumi par mežaudžu nodošanu dabiskajiem procesiem nākamos 30 gadus. Programma tiek apmaksāta no vietējās pārvaldes budžeta un privātajiem ziedotājiem. Savukārt labuma ieguvēji var būt gan privātie meža īpašnieki, gan pašvaldības. Atlīdzība, ko saņem meža īpašnieki, tiek izmaksāta par negūtajiem labumiem to īpašumos un tā tiek aprēķināta, izmantojot apstiprinātu meža apsaimniekošanas plānu. (Prokofieva et al., 2012). Cits piemērs: Pašvaldību apvienības konsorcijs „Romagna Aqua S.p.a.”, Itālijā, Romānijas (Romagna) reģionā apsaimnieko ūdens resursus, piegādājot ūdeni no Apenīnu kalniem līdz piekrastes pilsētām. Aptuveni 50% no saražotā ūdens tiek iegūts no dambju sistēmas. Pētījums apliecināja, ka droša mežsaimniecības prakse var samazināt augsnes eroziju par 10000m³/gadā (sākotnēji 42000m³/gadā). Sākot ar 2001.gadu kompānija ieviesa maksājumu sistēmu meža īpašniekiem, lai pielāgotu savu mežsaimniecisko darbību vides aizsardzībai. Sākotnējie maksājumi sasniedza 200euro/ha, vēlāk tos samazinot līdz 100 euro/ha, kas attiecīgi patērētājiem sadārdzināja maksu par dzeramo ūdeni par 7% (vēlāk 3%). Katru gadu naudas plūsma veido no 0,5 līdz 1milj. euro lielu apjomu.

Latvijā nozīmīgi būtu apzināt ekosistēmu pakalpojumu vērtību un izdarīt stratēģisku lēmumu pieņemšanu politiskā līmenī. Tālāk lemt par vērtību saglabāšanas principiem un veidiem. Tas neapšaubāmi var veicināt izmaiņas meža apsaimniekošanas plānos, dabas aizsardzības plānos, teritoriju attīstības plānos un citos plānošanas dokumentos, kas tieši vai netieši saistīti ar meža apsaimniekošanu vai arī tā neizmantošanu. Uzzinot ekosistēmu pakalpojumu vērtību un to produktu cenu, sarindojot prioritātes un nosakot mērķus, var pieņemt operatīvus un korektus lēmumus par nākotnes attīstības tendencēm gan reģionāli, gan lokāli.

Priekšlikumi

1. Nepieciešams veikt plašākus pilotpētījumus, kuros ietvertu tiešu ekosistēmu pakalpojumu vērtēšanu pēc Prokofieva et al., 2012.
2. Inovatīvas tehnoloģijas var samazināt novērošanas (*monitoring*) un ieviešanas izmaksas. (LiDAR dati var sniegt priekšrocības un samazināt izmaksas, mežaudžu kvalitātes noteikšanai upju krastos. Tādējādi aizstājot laikietilpīgu un finansiāli neizdevīgu mežaudžu uzmērīšanu (inventarizāciju).
3. Nepieciešams ekstopolēt norišu un izmaiņu vērtēšanu ekosistēmā no nogabala līmeņa uz ainavu līmeni. Tas sniegs iespēju samazināt, laikietilpīgus (dažkārt sezonālus) un finansiāli neizdevīgus pētījumus apstākļu noskaidrošanai un tālāku lēmumu pieņemšanai. Šāda pāreja veicinātu elastīgāku un ātrāku lēmumu pieņemšanu izvērīto mērķu sasniegšanai.
4. Secinot, ka pastāv krastmalu mežu daudzveidība un mežaudzēs ir pieejami dažādu apjomu un vērtību ekosistēmu produkti, ir nepieciešams izvērtēt upju krastos esošo mežaudžu aizsardzību regulējošos normatīvos aktus, un to nosacījumus. Kā arī apzināt vai esošie aizliegumi pilda bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas mērķus, vai pilda minēto mērķi nepilnīgi. Respektīvi, ir jāizvērtē vai pastāv upju posmi, kur nepieciešams saglabāt dabas aizsardzības un neapsaimniekošanas režīmu, pretēji, citos upju posmos vērtību celšanai var ieviest citādākus apsaimniekošanas pasākumus (piemēram, dabisko traucējumu imitēšanu). Apsverot minēto vērtēšanas sistēmu, būtu fundamentāli jāmaina likumdošanā noteiktās aizsardzības zonas (definēti platumi) uz individuālu teritoriju telpisku izvērtēšanu ainavas līmenī.
5. Nepieciešams veikt fundamentālu sabiedrības viedokļa noskaidrošanu, lai apzinātu tās vēlmi maksāt vai vēlmi piekrist maksāt par ekosistēmas pakalpojumiem, kurus nodrošina upju krastos esošie mežu īpašnieki ar to mežu zemēm.
6. Veicot turpmāku zinātnisku izpēti, ir jāatrod kompromisa vērtības starp dažādo biotopu un aizsargājamo sugu saglabāšanas modeļiem (Piemēram, straujteču biotopu kritisks samazinājums valstī rada draudus sugu populāciju pastāvēšanai). Vērtējot ekosistēmu vērtības, ir jāizstrādā potenciālās nākotnes alternatīvas bioloģiskās daudzveidības maksimālai saglabāšanai ainavas līmenī.
7. Veicot ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanu, ieteicams izmantot metodes un indikatorus, kas definē gan ekoloģiskos, gan sociālos, gan ekonomiskos faktorus, tādējādi novērtējot kopējo ekonomisko vērtību un to veidojošās komponentes. Tādēļ ir nozīmīgi turpināt darbu pie pielietoto metožu attīstības un datu pieejamības.
8. Attīstot ekosistēmas pakalpojumu novērtēšanu, izveidot to apmaksas sistēmu, kuru pielietot praksē, piemēram, minot jau gadiem iedibinātās tradīcijas vairākās Eiropas valstīs īpaši ūdens resursu sargāšanas un ūdens sateces baseinu apsaimniekošanas jomās.
9. Veicināt un popularizēt sabiedrībā piemērus, kā darbojas ekosistēmu pakalpojumi un to apmaksas sistēmas. Tādējādi veicinot konkrētās teritorijas nozīmīguma paaugstināšanos un kopējas sabiedrības izpratnes veidošanos. Piemēram, veicināt sabiedrības izpratni par kopēju labumu iegūšanu ilgtermiņā.
10. Teritorijas ar upēm un to krastos esošajām mežaudzēm to unikālo un sarežģīto apstākļu, mijiedarbības un ietekmes dēļ, ieviest Latvijā kā paraugteritorijas ekosistēmas pakalpojumu un to apmaksas sistēmas ieviešanai, saprotot, ka to nozīme ir gan dabiskai zivju atražošanai, gan Baltijas jūras un tās sateces baseina ūdens kvalitātei (liela daļa valsts dzeramā ūdens), gan rekreācijā, gan citās ar tautsaimniecību saistītās jomās.

Izmantotā literatūra un citi informācijas avoti:

Abbe, T. B., Montgomery, D. R. (1996). Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. *Regulated Rivers Research & Management*, 12(23), 201-221.

Ahtiainen H., Artell J. (2013). Public preferences regarding use and condition of the Baltic Sea – an international comparison informing marine policy. *Marine Policy*.

Amigues J.P., Boulatoff (Broadhead) C., Desaignes B., Gauthier C., Keith J.E. (2002). The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/willingness to pay contingent valuation approach. *Ecological Economics*, 43, 17-31.

Angelstam, P. K., Bütler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G., & Roberge, J. M. (2003). Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation-dead wood as an example. In *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 40, No. 6, pp. 473-482). Helsinki: Suomen Biologian Seura Vanamo.

Asafu-Adjaye J., Phillips W., Adamowicz W. L. (1989). Towards the Measurement of Total Economic Value: The Case of Wildlife Resources in Alberta. University of Alberta, Department of Rural Economy, Wildlife conservation, Issue 89, Part 16 , 27.

Atkins, M. L., Santos, I. R., Ruiz-Halpern, S., Maher, D. T. (2013). Carbon dioxide dynamics driven by groundwater discharge in a coastal floodplain creek. *Journal of Hydrology*, 493, 30-42.

Auniņš A., Auniņa L., Bambe B., Eņģele L., Ikauniece S., Kabucis I., Laime B., Lārmanis V., Rēriha I., Rova I., Rūsiņa S., Sniedze – Kreatalova R., Strāķe S. (2013). Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata 2.precizētais izdevums. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un Reģionālās attīstības ministrija, 320 lpp.

Bateman I.J., Day B.H., Georgiou S., Lake I. (2006). The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics*. 60, 450-460.

Boyd J., Banzhaf S. (2007). What are ecosystem Services? The need for environmental accounting units. *RFF Discussion paper*, 06-02.

Broadmeadow S, Nisbet TR (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 8 (3): 286-305.

Bunn, S. E., Davies, P. M., Mosisch, T. D. (1999). Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*, 41(2), 333-345.

Buttle, J. M. (2002). Rethinking the donut: the case for hydrologically relevant buffer zones. *Hydrological Processes*, 16(15), 3093-3096.

Buttle, J. M., Creed, I. F., Moore, R. D. (2009). Advances in Canadian forest hydrology, 2003-2007. *Canadian Water Resources Journal*, 34(2), 113-126.

Chee Y.E., 2004 An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120, 549–565.

Costanza R., D'Arge R. et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

Cowx I.G., Welcomme R. L. (eds.) 1998. Rehabilitation of Rivers for Fish, FAO, 260 pp.

Dahlström, N., & Nilsson, C. (2006). The dynamics of coarse woody debris in boreal Swedish forests are similar between stream channels and adjacent riparian forests. *Canadian journal of forest research*, 36(5), 1139-1148.

Daily G.C. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press: Washington, D.C.

Daily G.C. (1999). Developing a scientific basis for managing Earth's life support systems. *Conservation Ecology* 3 (2), 14. Available from <<http://www.consecol.org/vol3/iss2/art14>>.

De Groot R. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multifunctional landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75, p. 175-186.

Defra G. (2007). *An introductory guide to valuing ecosystem services*. Department for Environment, Food and Rural Affairs: London. Available at: www.defra.gov.uk.

Donkor, N. T., & Fryxell, J. M. (1999). Impact of beaver foraging on structure of lowland boreal forests of Algonquin Provincial Park, Ontario. *Forest Ecology and Management*, 118(1), 83-92.

Eipurs I., Zīverts A. (1998). Upes. *Latvijas daba*: 6. Latvijas Enciklopēdija, Rīga, 7.– 9. lpp.

Enveco Environmental Economics Consultancy, DHI Sweden AB and Resurs AB. 2012. *Marine tourism and recreation in Sweden: A study for the Economic and Social Analysis of the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive*. SwAM Report 2012:2. Swedish Agency for Marine and Water Management, Göteborg. 32 Benefits of mitigating eutrophication.

Eņģele L., Sniedze - Kretalova R. (2013). 3260 Upju straujteses un dabiski upju posmi. Grām.: Auniņš, A. (red.) Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums. Rīga, Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, 123.–126. lpp.

Evidence of the Socio-Economic Importance of Polar Bears for Canada. (2011). Prepared by ÉcoRessources Consultants, Her Majesty the Queen in Right of Canada, Environment Canada, June 2011, Maria Olar – Senior Analyst, Julie Louvel - Analyst, Maribel Hernandez - Manager, Claude Sauvé - Collaborator, Sophie Zussy – External Proofreader, Josée Messier - Administrative Assistant.

Fischer R.A., Fischenich J.C. (2000). Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. Technical Note ERDC-TN-EMRRP-SR-24, Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Fish R., Burgess J., Chilvers J., Footitt A., Turner K. (2011). *Participatory and Deliberative Techniques to support the monetary and non-monetary valuation of ecosystem services: an introductory guide*. (Defra Project Code: NR0124). Department for Environment, Food and Rural Affairs: London. Available at: www.defra.gov.uk.

Fisher B., Turner R.K., Morling P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision-making. *Ecological Economics* 68, 643-653.

Fisher B., Turner R.K., Zylstra M., Brouwer R., De Groot R., Farber S., Ferraro P., Green R., Hadley D., Harlow J., Jefferiss P., Kirkby C., Morling P., Mowatt S., Naidoo R., Paavola J., Strassburg B., Yu D., Balmford A. (2008). Ecosystem Services and Economic theory: Integration for policy-relevant research. *Ecological Applications* 18 (8), 2050-2067.

Fisher, B. & Turner, R.K. (2008). Ecosystem Services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141, 1167-1167.

Fortino, K., Hershey, A. E., & Goodman, K. J. (2004). Utility of biological monitoring for detection of timber harvest effects on streams and evaluation of Best Management Practices: a review. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(3), 634-646.

Genet M., Kokutse N., Stokes A., Fourcaud T., Xiaohu Cai, Jinnan Ji, Mickovski S. (2008). Root reinforcement in plantations of *Cryptomeria japonica* D. Don: effect of tree age and stand structure on slope stability *Forest Ecology and Management*, Volume 256, Issue 8, 1517-1526.

Genty A. (2005). Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement: un état de l'art. *Cahiers d'économie et sociologie rurales* 77.5-34.

Glaževića L. (1975). Virszemes ūdeņi. *Latvijas ģeogrāfija*, „Zinātne”, Rīga, 74 – 89.

Gundersen, P., Laurén, A., Finér, L., Ring, E., Koivusalo, H., Sætersdal, M., Hansen, K. (2010). Environmental services provided from riparian forests in the Nordic countries. *Ambio*, 39(8), 555-566.

Haab T.C., McConnell K.E. (2002). *Valuing Environmental and Natural Resources: The Econometrics of Non-Market Valuation*. Edward Elgar Publishing.

Harrison G.W. and Lesley J.C., (1996). Must Contingent Valuation Surveys Cost So Much? *Journal of Environmental Economics and Management*. 31, 79-95.

Hawken, P., Lovins, A. B., Lovins, L. H. (2013). *Natural capitalism: the next industrial revolution*. Routledge.

HELCOM. (2007). (Helsinki Commission) Helcom Baltic Sea Action Plan. Adopted on 15 November 2007 in Krakow, Poland by the HELCOM Extraordinary Ministerial Meeting. Helcom, Helsinki. Available at: www.helcom.fi

HELCOM. (2009). (Helsinki Commission) *Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region*. Baltic Sea Environment Proceedings No. 115B. Available at: www.helcom.fi.

HELCOM. (2010). (Helsinki Commission) *Ecosystem health of the Baltic Sea: A holistic assessment of environmental status in the Baltic Sea 2003-2007*, Baltic Sea environmental proceedings No. 122. Available at: www.helcom.fi.

Helin J., Artell J., Ahtiainen H. (2010). *From ecosystem services to benefits of the Baltic Sea – indicators and threats*. TemaNord 2010:544:Denmark. Available at: www.norden.org.

Hill AR (1996). Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of environmental quality* 25(4): 743-755.

<http://www.upes.lv/sakums/mazas-upes/>

<http://www.csb.gov.lv/statistikas-temas/metodologija/iedzivotaju-skaitis-un-galvenie-demografiskie-raditaji-36803.html>

<http://www.csb.gov.lv/statistikas-temas/mezsaimnieciba-galvenie-raditaji-30111.html>
Izmantots 01.01.2015.

http://www.varam.gov.lv/lat/likumdosana/normativie_akti/?doc=3148

Ivarez-Farizo B., Hanley N., Barberjnc R., Lizarod A. (2007). Choice modeling at the „market stall”: Individual versus collective interest in environmental valuation. *Ecological Economics* 60, 743-751.

Jansson, R., Laudon, H., Johansson, E., Augspurger, C. (2007). The importance of groundwater discharge for plant species number in riparian zones. *Ecology*, 88(1), 131-139.

Jorgensen B., Syme G. (2000). Protest responses and willingness to pay: Attitude toward paying for stormwater pollution abatement. *Ecological Economics*, 33(2), 251-265.

Kreutzweiser D, Muto E, Holmes S, Gunn J (2010). Effects of upland clearcutting and riparian partial harvesting on leaf pack breakdown and aquatic invertebrates in boreal forest streams. *Freshwater Biology*. 55(11): 2238-2252.

Kreutzweiser, D. P., Hazlett, P. W., Gunn, J. M. (2008). Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: a review. *Environmental Reviews*, 16(NA), 157-179.

Krutilla J. (1967). *Conservation Reconsidered*. In: *The American Economic Review*, Volume 57, Issue 4, Sep. 777-786.

Kuglerová L, Ågren A, Jansson R, Laudon H (2014). Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 334: 74-84.

Kumar P. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London: Washington, DC. Benefits of mitigating eutrophication 33

Lazdinis, M., Angelstam, P. (2005). Functionality of riparian forest ecotones in the context of former Soviet Union and Swedish forest management histories. *Forest Policy and Economics*, 7(3), 321-332.

Lecerf, A., Richardson, J. S. (2010). Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest ecology and management*, 259(12), 2433-2443.

Liepins, K., Lazdins, A., Lazdina, D., Daugaviete, M., Miežite, O. (2008, May). Naturally afforested agricultural lands in Latvia—assessment of available timber resources and potential productivity. In *7th International Conference on Environmental Engineering, Vilnius, Lithuania* (Vol. 1, p. 3).

List J. A., Gallet C. A. (2001). What experimental protocol influence disparities between actual and hypothetical stated values? *Environmental and Resource Economics* 20, p. 241-254

Lite S.J., Bagstad K.J., Stromberg J.C. (2005). Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments* 63, 785–813.

Loomis J, Kent P, Strange L, Fausch K, Covich A (2000). Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological economics* 33(1): 103-117.

- Luke, S. H., Luckai, N. J., Burke, J. M., & Prepas, E. E. (2007). Riparian areas in the Canadian boreal forest and linkages with water quality in streams. *Environmental Reviews*, 15(NA), 79-97.
- Macdonald, E., Burgess, C. J., Scrimgeour, G. J., Boutin, S., Reedyk, S., Kotak, B. (2004). Should riparian buffers be part of forest management based on emulation of natural disturbance? *Forest Ecology and Management*, 187(2), 185-196.
- MacMillan D., Philip L., Hanley N., Alvarez-Farizo B. (2003). Valuing non-market benefits of wild goose conservation: a comparison of interview and group-based approaches. *Ecological Economics* 43, 49–59.
- Madsen B.L. (1995). Danish Watercourses – ten Years with the New Watercourse Act. Miljønyt 11. Ministry of Environment and Energy. 208 pp.
- Mäler K-G., Aniyar S., Jansson Å. (2009). Accounting for Ecosystems. *Environment Resource Economics* 42, 39 -51.
- Mäler K-G., Aniyar S., Jansson Å. (2010). *Accounting for Regulating Services. In Valuation of Regulating Services of Ecosystems: Methodology and Applications*. Eds. Kumar, P. and Wood, M. MA Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystem and Human Wellbeing: Synthesis*. Island Press: Washington D.C.
- Mander Ü., Kuusemets V., Lõhmus K., Muring T. (1997). Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments *Ecological Engineering*, Volume 8, Issue 4, 299-324.
- Mayer P.M., Reynolds S.K., McCutchen M.D., Canfield T.J. (2006). Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness. A review of current science and regulations. EPA/600/R-05/118. Cincinnati, OH, U.S. Environmental Protection Agency.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., & Muring, T. (1997). Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 8(4), 299-324.
- Mayer, P. M., Reynolds, S. K., McCutchen, M. D., & Canfield, T. J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36(4): 1172-1180.
- Mensing, D. M., Galatowitsch, S. M., & Tester, J. R. (1998). Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Journal of Environmental Management*, 53(4), 349-377.
- Meyerhoff J., Liebe U. (2010). Protest beliefs in contingent valuation: Explaining their motivation. *Ecological Economic* 57, 583-594.
- Müller, J., Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6), 981-992.
- Munda, G. (2000). *Conceptualising and responding to complexity*. Cambridge Research for the Environment.
- Murphy J., Allen G. P., Stevens T. H., Weatherhead D. (2005). A meta-analysis of hypothetical bias in stated preference valuation. *Environmental and Resource Economics* 30, 313-325.
- Naiman RJ, Décamps H, Pollock M (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications* 3 (2): 209-212.

- Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 621-658.
- Osborne L.L., Kovacic D.A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biol.* 29. 243–258.
- Pagiola, S., & Platais, G. (2007). Payments for environmental services. *Environment Strategy Notes*, 3(4), 1-23.
- PCAST.(1998). Teaming with life: Investing in science to understand and use America's living capital. President's Committee of Advisors of Science and technology. Panel on Biodiversity and Ecosystem.
- Pearce D., Atkinson G., Mourato S. 2006 *Cost-Benefit Analysis and the Environment Recent Developments*. OECD Publishing: Paris.
- Pearce, D. W., Moran, D. (Eds.). (1994). *The economic value of biodiversity*. Earthscan.
- Prokofieva, I., Wunder, S., Vidale E. (2012). Payments for environmental services: A Wau Forward for Mediterranean Forests?, EFI Policy Brief 7.
- Richardson JS, Danehy RJ (2007). A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science* 53 (2): 131-147.
- Roberts K. T., Whall A. (1996). Serenity as a Goal for Nursing Practice. *IMAGE: JOURNAL OF NURSING SCHOLARSHIP*, 28(4), 359-364.
- Sabater S., Butturini A., Clement J.C., Burt T., Dowrick D., Hefting M., Maitre V., Pinay G., Postolache C., Rzepecki M., Sabater F. (2003). *Nitrogen Removal by Riparian Buffers along a European Climatic Gradient: Patterns and Factors of Variation*. *Ecosystems* 6, 20–30.
- Sabo, J. L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Welter, J. (2005). Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86(1), 56-62.
- Sagoff M. (1998). Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: a look beyond contingent pricing. *Ecological Economics* 24, 213–230.
- Sagoff M. (2007). *The Economy of the Earth: Philosophy, Law and the Environment*. Second Edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Saklaurs M. (2014). Meža ceļu nozīme iedzīvotājiem. Nepublicēti dati.
- Sandström M. (1996). *Recreational benefits from improved water quality: A random utility model of Swedish seaside recreation*. Working paper No. 121. The Economic Research Institute. Stockholm School of Economics.
- Schlesinger, W. H. (2009). On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(1), 203-208.
- Siitonen J.(2012). Dead wood in agriculture and urban habitats. In: Stokland J., Siitonen J, Jonsson B.G. *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press.

Söderqvist T., Scharin H. (2000). *The regional willingness to pay for a reduced eutrophication in the Stockholm archipelago*. Discussion Paper, No. 128, Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences.

Soutukorva Å. (2005). *The Value of Improved Water Quality. A random utility model of recreation on the Stockholm archipelago*. Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences.

Spash C. L. (2007). Deliberative monetary valuation (DVM): issues in combining economic and political processes to value environmental change. *Ecological Economics* 63,690-699.

Spash C. L. (2008). Deliberative monetary valuation and the evidence for a new value theory. *Land Economics* 84, 469-488.

Stokland, J. N., Siitonen, J., Jonsson, B. G. (2012). *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press.

Stovall, J. P., Keeton, W. S., Kraft, C. E. (2009). Late-successional riparian forest structure results in heterogeneous periphyton distributions in low-order streams. *Canadian journal of forest research*, 39(12), 2343-2354.

Swanson, M. E., Franklin, J. F., Beschta, R. L., Crisafulli, C. M., DellaSala, D. A., Hutto, R. L., Swanson, F. J. (2010). The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(2), 117-125.

Swedish EPA. 2008a. *Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak*. Report 5873. Bromma: CM Gruppen. Available at: www.naturvardsverket.se

Swedish EPA. 2008b. *The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak*. Report 5874. Bromma: CM Gruppen. Available at: www.naturvardsverket.se

Swedish EPA. 2010a. *Default monetary values for environmental change*. Report 6323, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

Swedish EPA. 2010b. *BalticSurvey – a study in the Baltic Sea countries of public attitudes and use of the sea. Report on basic findings*. Report 6348. Bromma: CM Gruppen. Available at: www.stockholmresilience.se/balticstern

Toth, J. (1963). A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of Geophysical Research*, 68(16), 4795-4812.

Travaglini, D., Barbati, A., Chirici, G., Lombardi, F., Marchetti, M., & Corona, P. (2007). ForestBIOTA data on deadwood monitoring in Europe. *Plant Biosystems*, 141(2), 222-230.

Turner R.K., Hadley D., Luisetti T., Lam V.W.Y., Cheung W.W.L. (2010a). *An introduction to socio-economic assessment within a marine strategy framework*. Department for Environment, Food and Rural Affairs: London. Available at: www.defra.gov.uk.

Turner R.K., Morse-Jones S., Fisher B. (2010b). *Ecosystem valuation – A sequential decision support system and quality assessment issue*. Annals of the New York Academy of Sciences. Issue: Ecological Economics Reviews. 1185, 79-101.

Uri, V., Lõhmus, K., Mander, Ü., Ostonen, I., Aosaar, J., Maddison, M., & Augustin, J. (2011). Long-term effects on the nitrogen budget of a short-rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) forest on abandoned agricultural land. *Ecological Engineering*, 37(6), 920-930.

Urtāns A (2008). Upju biotopu apsaimniekošana: Salacas un Jaunupes rekultivācijas pieredze. In: Auniņš A (Ed.). *Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā*. Latvijas Universitāte, 131-141.

Vesterinen J., Pouta E., Huhtala A., Neuvonen M. (2010). Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. *Journal of Environmental Management* 91(4), 984-94.

Vidon, P. G., & Hill, A. R. (2004). Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. *Journal of Hydrology*, 292(1), 210-228.

Yung En Chee (2004). An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120, 549–565.

Zimmer, M. A., Bailey, S. W., McGuire, K. J., & Bullen, T. D. (2013). Fine scale variations of surface water chemistry in an ephemeral to perennial drainage network. *Hydrological Processes*, 27(24), 3438-3451.

4. Veiktie publicitātes pasākumi

1. Saklaurs M., Straupe I., Liepa L., Krūmiņš J. " Mežaudžu ekosistēmu pakalpojumi ūdensteču krastos". Latvijas Universitātes 73. konference sekcija: "*Ilgtermiņa vides pētījumi Latvijā*", Latvijas Universitāte, Rīga (03.02.2015). Konferences tēžu krājums pieejams: http://www.geo.lu.lv/fileadmin/user_upload/lu_portal/projekti/gzzf/Konferences/Tezu_krajumi/A5_kopa_gala_versija_2015.pdf.
2. Zeltiņa A., Liepa L., Straupe I., Saklaurs M., Krūmiņš J. " Veģetācijas novērtējums baltalkšņa (*Alnus incana* (L.) Moench.) audzēs upju krastos", Latvijas Lauksaimniecības universitātes, Meža fakultātes zinātniski praktiskā konference "*Mežzinātne un prakse nozares attīstībai*", Jelgava, Latvija (16.-19.03.2015). Konferences prezentācija pieejama: <http://www.mf.llu.lv/getfile.php?id=1075>.
3. Saklaurs M., Straupe I., Liepa L., Krūmiņš J. "Atmirušās koksnes novērtējums mežaudzēs upju krastos" Latvijas Lauksaimniecības universitātes, Meža fakultātes zinātniski praktiskā konference "*Mežzinātne un prakse nozares attīstībai*", Jelgava, Latvija (16.-19.03.2015). Konferences prezentācija pieejama: <http://www.mf.llu.lv/getfile.php?id=1103>.
4. Saklaurs M., Straupe I., Liepa L., Krūmiņš J. "Ekosistēmu pakalpojumu novērtēšanas nozīme mežaudzēs gar upju krastiem". Latvijas Lauksaimniecības universitātes, Meža fakultātes zinātniski praktiskā konference "*Mežzinātne un prakse nozares attīstībai*", Jelgava, Latvija (16.-19.03.2015). Konferences prezentācija pieejama: <http://www.mf.llu.lv/getfile.php?id=1104>.
5. Saklaurs M., Liepa L., Straupe I. "An assessment of riparian forest vegetation along the different quality streams in Latvia", 4th International conference for PhD students "*Multidirectional research in agriculture and forestry*", Krakova, Polija (21.-22.03.2015). Pētījuma kopsavilkums pieejams: http://www.mkd.org.pl/pliki/ABSTRACTS_IV.pdf (55-56 lpp).
6. Saklaurs M., Liepa L., Straupe I., Krūmiņš J. "Amount, structure and diversity of dead wood on riparian forests in Latvia", *8th International Conference on Biodiversity Research*, Daugavpils, Latvija (28-30.04.2015). Pētījuma kopsavilkums pieejams: http://8thbiodiversity.biology.lv/book_of_abstract_8thbiodiversity.pdf (133 lpp).
7. Saklaurs M., Krūmiņš J. "Methods and Indicators for Evaluation of Forest Ecosystem Services in Riparian Buffer Strips", 21st Annual International Scientific Conference "*Research for Rural Development 2015*", Latvijas Lauksaimniecības universitāte, Jelgava, Latvija (13.-15.05.2015).
8. Liepa L., Saklaurs M., Straupe I., Krūmiņš J. "The evaluation of vegetation in riparian forest buffer strips in Latvia". Raksts iesniegts publicēšanai žurnālā *iForest* un būs pieejams <http://www.sisef.it/iforest/>.
9. Saklaurs M., Krūmiņš J. "Methods and Indicators for Evaluation of Forest Ecosystem Services in Riparian Buffer Strips". Raksts iesniegts publicēšanai *Proceedings of 21st Annual International Scientific Conference "Research for Rural Development 2015"*, Latvijas Lauksaimniecības universitāte. ISSN 1691-4031 (*SCOPUS*). Būs pieejams: http://www2.llu.lv/research_conf/proceedings.htm.