



## Juhendmaterjal

**“Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon  
ja selle rakendamine integreeritud  
planeerimises”**

Juhendmaterjal „Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon ja selle rakendamine integreeritud planeerimises“ on tõlge väljaandest: The guidebook on „The introduction to the ecosystem service framework and its application in integrated planning“. Raimonds Kasparinskis, Anda Ruskule, Ivo Vinogradovs, Miguel Villoslada Pecina. Riga: University of Latvia, Faculty of Geography and Earth Sciences 2018, p 86.



Juhendmaterjal „Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon ja selle rakendamine integreeritud planeerimises“ on valminud LIFE+ keskkonnapoliitika ja –juhtimise programmi projekti „Terviklikud planeerimislahendused poollooduslike koosluste majandamiseks“ (LIFE Viva Grass, projekt nr LIFE13 ENV/LT/000189 (Tegevus A4: *Elaboration of capacity building programmes on Application of the Integrated Planning Tool by relevant stakeholders*). LIFE Viva Grass projekti rahastavad Euroopa Liidu LIFE+ programm, Leedu Vabariigi Keskkonnaministeerium, Läti Keskkonnakaitse Fondi administratsioon, Eesti Keskkonnainvesteeringute Keskus ja projekti partnerid.

**Toimetaja:**

Dotsent, Dr. geogr. Raimonds Kasparinskis, Läti Ülikool, Geograafia ja maateaduste teaduskond

**Autorid:**

Dr. geogr. Anda Ruskule, Balti Keskkonnafoorum  
Ivo Vinogradovs, Läti Ülikool, Geograafia ja maateaduste teaduskond  
Miguel Villoslada Pecina, Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

**Retsensendid:**

Professor, Dr. geogr. Oļģerts Nikodemus, Läti Ülikool, Geograafia ja maateaduste teaduskond  
Professor, Dr. phil. Kalev Sepp, Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

© Läti Ülikool, 2018  
© Eesti Maaülikool, 2018  
© Balti Keskkonnafoorum, 2018

Online ISBN number: 978-9934-556-39-5

## SISUKORD

1. Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon ja klassifikatsioonisüsteemid .....	5
1.1. Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon .....	5
1.2. Kontseptsiooni arendamise ajalugu ja selle poliitiline tähtsus .....	8
1.3. Ökosüsteemiteenuste klassifikatsioon .....	9
2. 2. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE PAKKUMIST MÄÄRAVAD FAKTORID JA LIIKUMAPANEVAD JÕUD .....	15
2.1. Kaudsed liikumapanevad jõud .....	15
2.2. Otsesed liikumapanevad jõud .....	16
2.3. Tegurite mõjuskaala.....	17
3. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE KAARDISTAMINE JA HINDAMINE .....	20
3.1. Sissejuhatus .....	20
3.2. Raamistik ökosüsteemiteenuste modelleerimiseks .....	20
3.3. Indikaatorid .....	21
3.4. Ökosüsteemiteenuste hindamise ja kaardistamise meetodikad .....	23
3.4.1. Biofüüsikalised meetodid.....	23
3.4.2. Sotsiaal-kultuurilised meetodid .....	25
3.4.3. Majanduslikud meetodid .....	25
3.4.4. Ökosüsteemiteenuste eksperthinnangu põhine kvantifitseerimine .....	26
3.5. Ökosüsteemiteenuste kaardistamine .....	26
3.6. Nõudluse hindamine ja kaardistamine.....	29
4. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE VASTASTIKUSED SEOSSED JA MÕJUD .....	32
4.1 Ökosüsteemiteenuste vahelised kompromissid ja sünergjad.....	32
4.2 Ökosüsteemiteenuste vahelised seosed ÖST rühmades ( <i>bundles</i> ) .....	34
5. Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon poliitikas ja maakasutuse korraldamisel	
37	

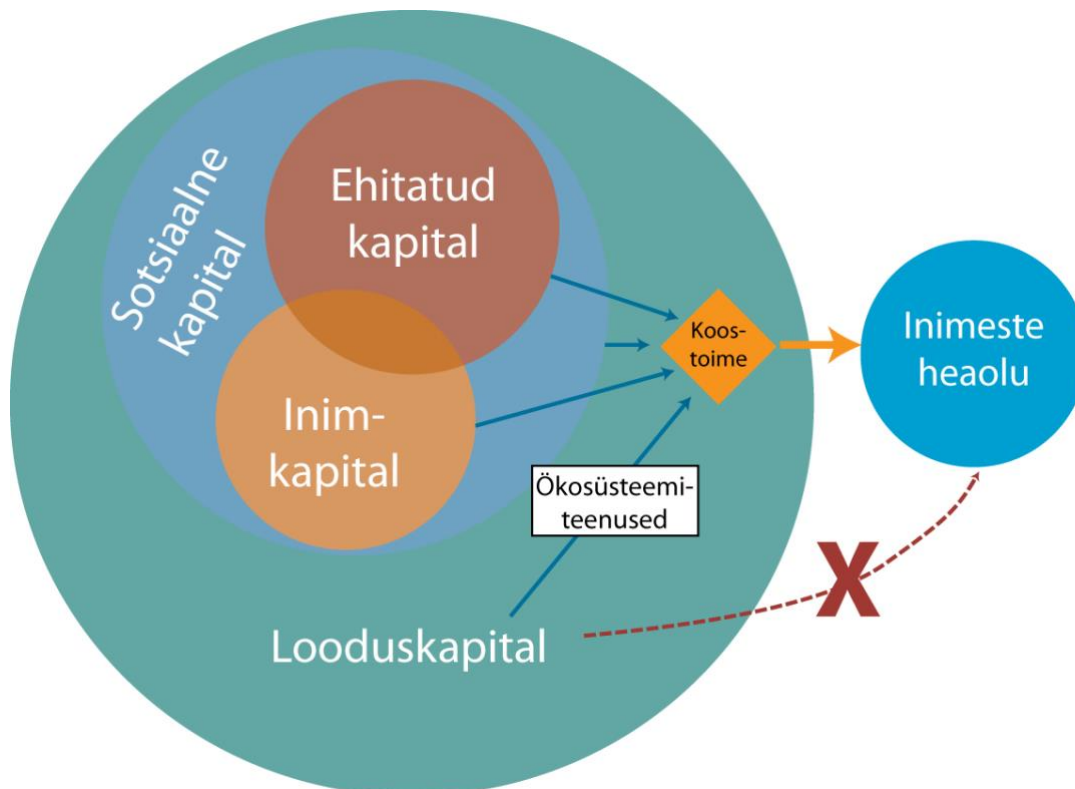
5.1. Ökosüsteemiteenuste kontseptsiooni panus erinevatesse poliitikavaldkondadesse.....	37
5.1.1. Looduskaitse- ja elurikkuse poliitika .....	38
5.1.2. Keskkonnapoliitika .....	39
5.1.3. Põllumajandus ja maaelu arengu poliitika .....	39
5.1.4. Metsanduspoliitika.....	40
5.1.5. Regionaalpoliitika ja ruumiline planeerimine .....	41
5.2. Vahendid ja meetodid ÖST rakendamiseks otsustusprotsessides .....	42
5.2.1. Trendianalüüs ja looduskapitali arvestus .....	42
5.2.2. Stsenaariumanalüüs .....	42
5.2.3. Mõju hindamine .....	44
5.2.4. Integreeritud lähenemised ökosüsteemiteenuste rakendamiseks otsustusprotsessides.....	45
6. ÖST raamistiku rakendamine integreeritud planeerimises: LIFE Viva Grass töövahend ühe näitena .....	48
6.1. Sissejuhatus integreeritud planeerimisse ja selleks väljatöötatud vahenditesse .....	48
6.2. LIFE Viva Grass .....	48
6.2.1. Viva Grass aluskaart.....	50
6.2.2. Viva Grass Viewer .....	55
6.2.3 Viva Grass BioEnergy .....	60
6.2.4. Viva Grass Planner .....	61

# 1. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE KONTSEPTSIOON JA KLASSIFIKATSIOONISÜSTEEMID

## 1.1. Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon

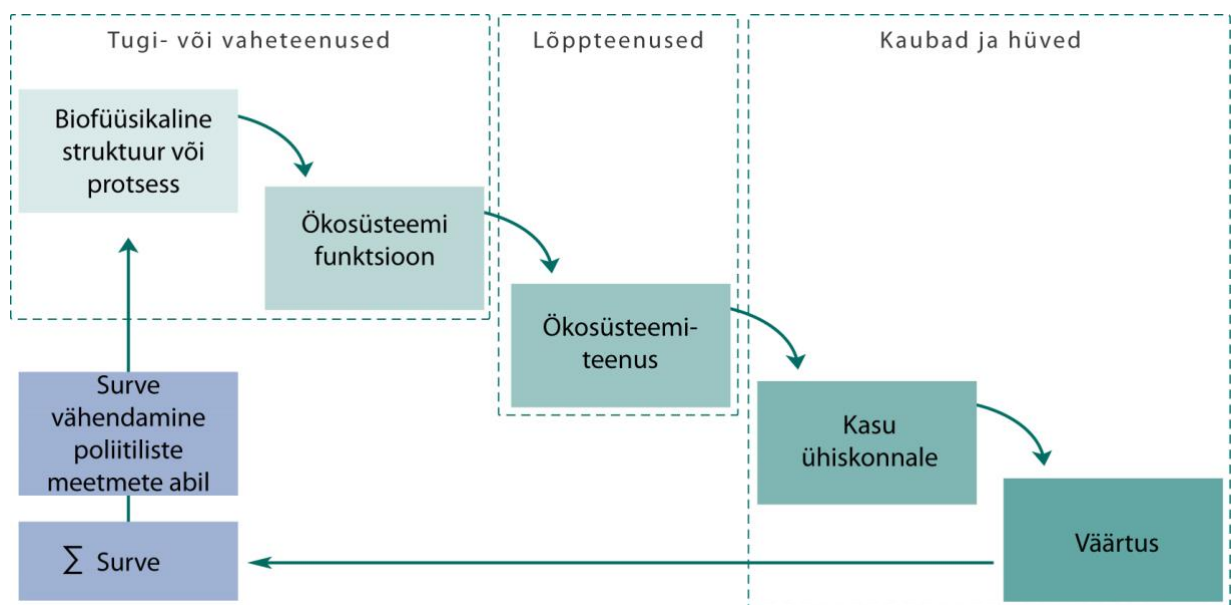
Ökosüsteemidel on potentsiaal pakkuda mitmeid teenuseid, mis on inimeste heaolu, tervise, elatise ja ellujäämise seisukohalt olulise tähtsusega (Costanza *et al.*, 1997; Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005; TEEB Synthesis, 2010). Ökosüsteemiteenuseid on määratletud erineval moel – neid võib kirjeldada hüvedena, mida inimesed saavad ökosüsteemidelt (MEA, 2005) või ökosüsteemide otsese ja kaudse panusena inimeste heolusse (TEEB, 2010). Uuemates väljaannetes on ökosüsteemiteenused (ÖST) defineeritud **ökosüsteemide struktuuri ja funktsiooni (kombinatsioonis muude sisenditega) panusena inimeste heolusse** (Burkhard *et al.*, 2012; Burkhard B. & Maes J. *Eds.*, 2017).

Ökosüsteem ei saa pakkuda inimestele hüvesid ilma inimeste (inimkapital), nende kogukondade (sotsiaalne kapital) ja ehitatud keskkonna (ehitatud kapital) olemasoluta. Seetõttu peaks ökosüsteemiteenuseid käsitlema kui looduskapitali panust inimeste heolusse, mis tekib üksnes inim-, sotsiaalse ja ehitatud kapitali koostoimel (joonis 1.1.).



**Joonis 1.1.** Inimese heaolu saavutamiseks vajalik ehitatud, sotsiaalse, inim- ja looduskapitali koostoime (allikas: Costanza *et al.*, 2014).

Ökosüsteemiteenuseid võib vaadelda ka inimeste ja looduse vahelise liidesena, mida illustreerib nn kaskaadmudel (Haines-Young & Potschin, 2010; Potschin & Haines-Young, 2016; Burkhard & Maes (Eds.), 2017). See mudel kirjeldab põhjuslike seoste jada ökosüsteemi ja inimeste heaolu vahel (joonis 1.2.). Selles mudelis iseloomustatakse ökosüsteemi selle biofüüsikaliste struktuuride ja protsesside kaudu. **Biofüüsikalist struktuuri** võib lihtsamalt nimetada elupaigatüübiks (nt mets, märgala, rohumaa jne), **protsessid** aga viitavad dünaamikale ja koostoimetele, mis moodustavad ökoloogilise süsteemi (nt primaarproduktioon). **Ökosüsteemi funktsioonid** kaskaadmudeli kontekstis on ökosüsteemi omadused või käitumine, mis toetavad selle suutlikkust ökosüsteemiteenust pakkuda (nt metsa või rohumaa võime tekitada biomassivaru). Neid elemente ja omadusi, millel põhineb ökosüsteemi võime pakkuda teenuseid, nimetatakse vahel tugi- või vaheteenusteks, samal ajal kui **ökosüsteemi „lõppteenus“** on ökosüsteemist tegelikult saadav saadus (nt hein, puit vms) või hüve (nt kaitse üleujutuse eest, kaunis maastik vms). Lõppteenused panustavad otseselt inimese heaolusse hüvede kaudu, mida need toetavad (nt tervis ja julgeolek). Inimesed on harjunud omistama hüvedele väärtust, mistõttu nimetatakse neid ka „kaupadeks“ ja „toodeteks“. Väärtust võib väljendada erineval moel – kasutades rahalisi või ka moraalseid, esteetilisi või muid kvalitatiivseid kriteeriume.



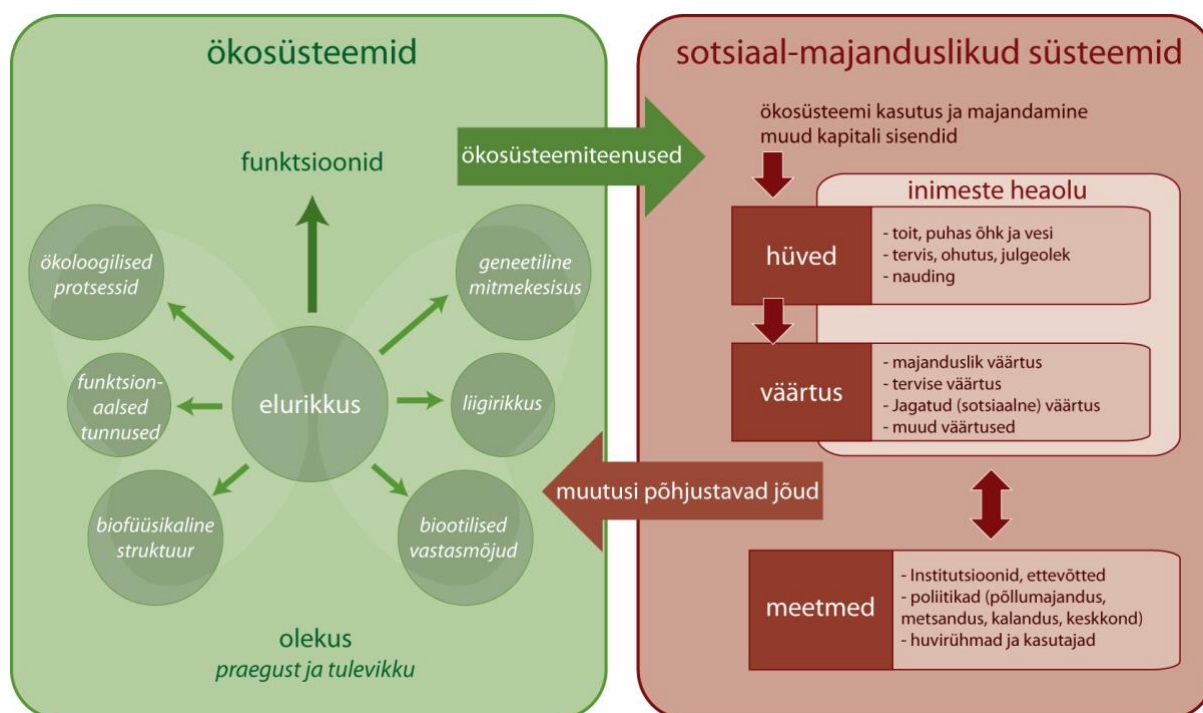
**Joonis 1.2.** Kaskaadmudel (allikas: Potschin & Haines-Young, 2016)

Ökosüsteemi võime pakkuda teenuseid inimese heaoluks sõltub otseselt **ökosüsteemi seisundist** (ökosüsteemi struktuur ja protsessid). Suurendades survet ökosüsteemile või muutes maakasutust (ja sellega eelmist ökosüsteemi oluliselt mõjutades või hävitades), mõjutavad inimesed ökosüsteemiteenuste pakkumist või nende iseloomu (nn „vahetuskaup“ või kompromiss erinevate teenuste vahel – ühe teenuse suurenemisel võivad väheneda või kaduda teised). Näiteks märgala kuivendamisel saadakse juurde haritavat maad ja sellelt väärtuslikke toiduaineid, kuid samal ajal kaovad sellised teenused nagu kaitse üleujutuste eest, looduslikud elupaigad ja liigirikkus ning ka võimalused loodusturismiks. Kui arvesse võtta kogu saadavat kasu (rahalises või muus väärtussüsteemis), osutub märgala väärtus tõenäoliselt oluliselt suuremaks põllumaa omast.

**Elurikkusel** on oluline roll ökosüsteemiteenuste pakkumises, kuigi see seos ei ole alati otsene. Enamasti on see seotud nn tugi- või vaheteenustega, kuigi mõned uuringud on

näidanud ka otsest lineaarset seost liigirikkuse ja ökosüsteemi produktiivsuse, biomassi toodangu, toitainete ringluse jms vahel (Haines-Young & Potschin, 2010). Näiteks on katsetega kindlaks tehtud, et kõrge liigirikkuse säilitamine tõstab rohumaa produktiivsust (nt Fagan *et al.*, 2008). Produktiivsus on ökosüsteemi funktsioon, mis toetab mitmeid ökosüsteemiteenuseid (nt biomassi tootmine, mullateke ja erosioonikontroll). Siiski ei ole liigirikkus ainuke ökosüsteemiteenuste pakkumist toetav omadus – olulist rolli mängib ka näiteks teatud omadustega liikide või liigirühmade olemasolu, millel on kindel funktsioon ökosüsteemis või selle toimimises. Näiteks võib taimestiku võime siduda toitaineid (see on oluline nt veekogude kallastele rajatavate puhvertsoonide puhul) sõltuda teatud omadustega liikide olemasolust ja ohtrusest (võrreldes süsteemi toitainete sisalduse tasemega). Selliseid liikide omadusi nimetatakse **funktsionaalseteks tunnusteks**. Teadlased on jõudnud üksmeelele, et funktsionaalsel mitmekesisusel, mida iseloomustab funktsionaalsete tunnuste tüüp, ulatus ja suhteline ohtrus, võib olla oluline mõju ökosüsteemi protsessidele (De Bello *et al.*, 2008). Ökosüsteemid, milles funktsionaalsed rühmad (nt sarnaste funktsioonidega liikide rühmad) koosnevad ökoloogiliselt sarnastest, kuid keskkonnasurvetele erinevalt reageerivatest liikidest, on kahjulikele mõjudele vastupidavamad ja jätkavad inimeste heaolu jaoks vajalike teenuste pakkumist.

Elurikkus, ökosüsteem ja sotsiaal-majanduslik süsteem on seotud ökosüsteemiteenuste kasutamise ja muutusi põhjustavate tegurite kaudu. Need seosed kajastuvad ka ELi elurikkuse strateegia 5. tegevuse MAES algatuse raames väljatöötatud ökosüsteemide hindamise kontseptuaalses raamistikus (Maes *et al.*, 2016) (joonis 1.3.).



**Joonis 1.3.** Ökosüsteemide hindamise kontseptuaalne raamistik (allikas: Maes *et al.*, 2016) Lähtudes väärtuste muutustest või eelistustest/nõudlusest ökosüsteemide pakutavate hüvede osas, sekkuvad inimesed ökosüsteemide toimimisse neid kaitstes või suurendades oma tegevusega ökosüsteemiteenuste pakkumist. Seetõttu on teadmised ökosüsteemiteenuste pakkumise ja selle seoste kohta elurikkusega ning ka ökoloogiliste funktsioonide piiride ja ökoloogilisi struktuure mõjutavate väliste tegurite kohta väga olulised, kui teha otsuseid maakasutuse või arendusprojektide kohta, mis võivad mõjutada ökosüsteemide seisundit.



## 1.2. Kontseptsiooni arendamise ajalugu ja selle poliitiline tähtsus

Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon on suhteliselt uus. See teema sattus teadlaste huviorbiiti 20. sajandi viimastel kümnenditel, kui ilmusid esimesed selleteemalised artiklid. Oluline verstaapost ökosüsteemiteenuste hindamises oli Grooti „Looduse funktsioonid“ (*“Functions of Nature”*, 1992), millele järgnesid Costanza *et al.* (1997) ja Daily (1997), kes arendasid kontseptsiooni edasi ja propageerisid seda globaalses kontekstis. Idee pärineb tegelikult juba aastast 1970, mil kriitiliste keskkonnaprobleemide uuringus (Study of Critical Environmental Problems - SCEP) mainiti esmakordselt „keskkonnateenuste“ kontseptsiooni.

Kontseptsioon sai tuntuks poliitikute hulgas 2005. aastal, kui ÜRO avaldas **Millenniumi ökosüsteemide hindamise aruande** (*“Millennium Ecosystem Assessment”* - MA<sup>1</sup>). Hindamine algas 2001. aastal ja selles osales üle 1300 eksperdi eri riikidest. Aruanne sisaldas terviklikku globaalset inimõjude hindamist ökosüsteemidele ja nende teenustele, ökosüsteemide seisundi ja tulevikusuundumuste analüüsi ning ka võimalikke lahendusi ökosüsteemide taastamiseks, säilitamiseks ja säästvaks kasutamiseks. Uuringu tulemusena selgus, et 60% hinnatud ökosüsteemiteenustest on vähenemas või jätkusuutmatu kasutuses.

Järgmine rahvusvaheline algatus aastatel 2007-2010 – Ökosüsteemide ja elurikkuse ökonomika (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB*<sup>2</sup>), tõi poliitilisse arutellu ökosüsteemiteenuste majandusliku perspektiivi. TEEB juhtis tähelepanu elurikkuse majanduslikule väärtusele ja ka elurikkuse kadumisest ning ökosüsteemide seisundi halvenemisest tulenevatele kuludele. TEEBi algatas Euroopa Komisjon koos Saksamaa Föderaalse Keskkonna, Looduskaitse, Ehituse ja Tuumaohutuse Ministeeriumiga vastavalt 2007. a märtsis Potsdamis, Saksamaal toimunud G8+5 riikide keskkonnaministrite kohtumisel tehtud ettepanekule. Uuringu teostamisel osales hulk rahvusvahelisi ja riiklikke organisatsioone, mille pädevus hõlmas teaduse, majanduse ja poliitika erinevaid valdkondi. Uuringu tulemused avaldati mitme aruandena, sh: TEEB ökoloogilised ja majanduslikud alused (*TEEB Ecological and Economic Foundations*); TEEB riiklikus ja rahvusvahelises poliitikas (*TEEB in national and international policy making*); TEEB kohalikus ja regionaalpoliitikas (*TEEB in local and regional policy*); TEEB äris ja ettevõtluses (*TEEB in business and enterprise*); ja ka TEEB kokkuvõtlik aruanne (*TEEB Synthesis Report*), mis võtab kokku peamised järeldused ja soovitusel. Rahvusvahelisele TEEB algatusele järgnes mitu riiklikku TEEB uuringut, demonstreerimaks ökosüsteemide väärtust poliitikutele.

Ökosüsteemiteenuste kaardistamine ja hindamine tuli ELi liikmesriikide päevakorda pärast **ELi elurikkuse strateegia aastani 2020**<sup>3</sup> vastuvõtmist 2011. aastal. Strateegia eesmärk on peatada elurikkuse kadu ja ökosüsteemiteenuste vähenemine ELis aastaks 2020 ning taastada neid võimaluste piires. Vastavalt strateegia 5. tegevusele pidid ELi liikmesriigid kaardistama

---

<sup>1</sup> <http://www.millenniumassessment.org/en/Index-2.html>

<sup>2</sup> <http://www.teebweb.org/>

<sup>3</sup> <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/LV/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>



ja hindama ökosüsteemid ja nende teenused 2014. aastaks ning hindama ökosüsteemiteenuste majandusliku väärtuse aastaks 2020. Strateegia eesmärk 2 – „Ökosüsteemide ja nende teenuste säilitamine ning taastamine“ ja tegevus 5 selle saavutamiseks „Teadmiste parandamine ökosüsteemidest ja nende teenustest ELis“ kutsub liikmesriike üles kaardistama ja hindama ökosüsteeme aastaks 2014 ning hindama nende teenuste majanduslikku väärtust ja võtma seda arvesse arvepidamis- ja aruandlussüsteemides ELi ja siseriiklikul tasandil aastaks 2020. Strateegia kontekstis tähendab kaardistamine ökosüsteemi ruumilist piiritlemist ja selle seisundi ning teenuste pakkumise kvantifitseerimist. Hindamise all mõeldakse teaduslike andmete „tõlkimist“ poliitikutele ja otsustajatele arusaadavasse keelde (Maes *et al.*, 2016).

Toetamaks ELi elurikkuse strateegia 5. tegevuse elluviimist, moodustas Euroopa Komisjon töörühma „**Ökosüsteemide ja nende teenuste hindamine**“ (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* – MAES), kuhu kuuluvad eksperdid Euroopa Komisjonist, liimesriikidest ja teadusringkondadest. MAES töörühm on välja töötanud neljaetapilise analüütilise raamistiku (1) ökosüsteemide kaardistamine; 2) ökosüsteemi seisundi hindamine; 3) ökosüsteemiteenuste hindamine; 4) terviklik hindamine) ja juhendi strateegia 5. tegevuse elluviimiseks ELis ja liikmesriikides. Osa liikmesriike on ökosüsteemide ja nende teenuste hindamise juba läbi viinud, aga teised, sh ka Balti riigid, on alles selle protsessi algusjärgus. Informatsioon lõpetatud ja käimasolevate ökosüsteemide ning nende teenuste kaardistamis- ja hindamisprotsesside kohta on koondatud **Euroopa elurikkuse infosüsteemi** (*The Biodiversity Information System for Europe - BISE*<sup>4</sup>).

Samal ajal on loodud ka mitu rahvusvahelist koostööplatvormi, mis ühendavad ökosüsteemiteenuste hindamisega tegelevaid teadlasi, teadusorganisatsioone ja riigiasutusi. Näiteks 2008. aastal Gundi Ökoloogilise Ökonoomika Instituudi (Vermonti Ülikool, USA) loodud *Ecosystem Service Partnership - ESP*<sup>5</sup> ühendab organisatsioone ja üksikliikmeid üle kogu maailma. ESP eesmärk on edendada ökosüsteemiteenuste alast infovahetust ja koostööd rahvusvaheliste konverentside, koolituste, andmete ja kogemuste vahetuse ning ekspertide võrgustiku loomise kaudu.

Valitsustevaheline elurikkuse ja ökosüsteemiteenuste teemaline teadus-poliitiline platvorm (*The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services – IPBES*) loodi 2012. a eesmärgiga edendada teadus- ja poliitikaringkondade vahelist infovahetust elurikkuse ja ökosüsteemiteenuste, elurikkuse kaitse ja säästva kasutamise ning pikaajalise inimkonna heaolu ja säästva arengu valdkonnas. Platvormi toetab neli ÜRO üksust: UNEP, UNESCO, FAO ja UNDP ning haldab UNEP. Üks põhilisi suundi platvormi tööprogrammis on elurikkuse ja ökosüsteemiteenuste hindamine regionaalsel ja globaalsel tasandil.

### 1.3. Ökosüsteemiteenuste klassifikatsioon

---

<sup>4</sup> <http://biodiversity.europa.eu/>

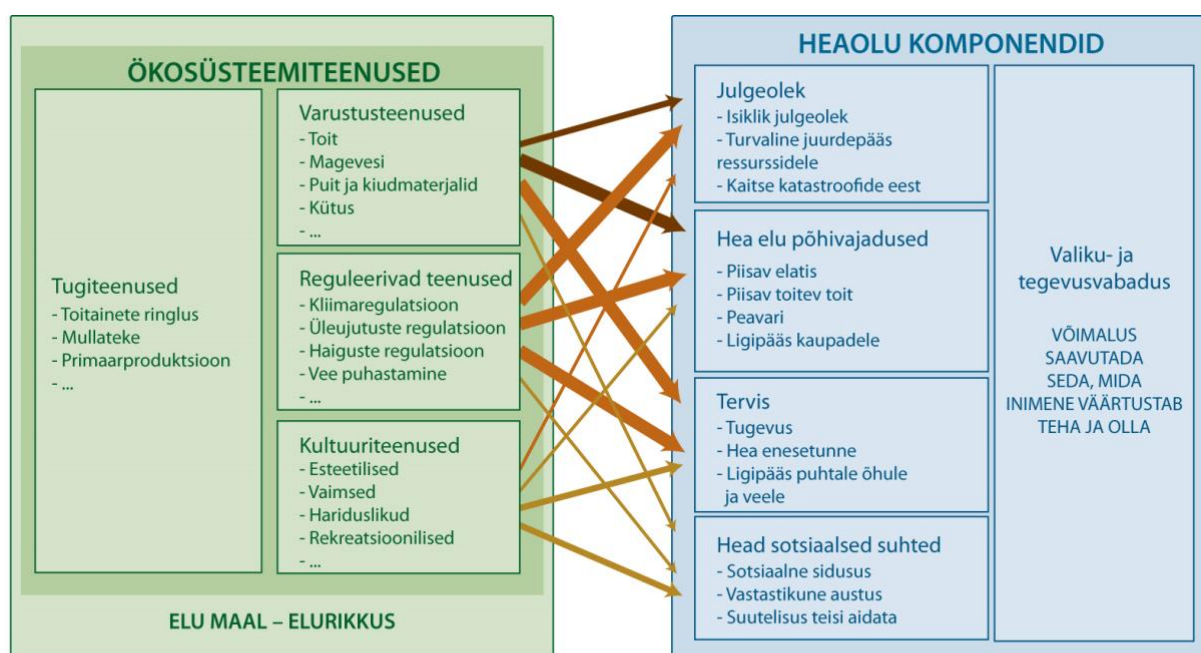
<sup>5</sup> <https://www.es-partnership.org/>

Ökosüsteemiteenuste kategoriseerimine on eelduseks nende mõõtmisele, kaardistamisele ja hindamisele ning tulemuste läbipaistvale edastamisele (Burkhard & Maes (Eds.), 2017). Ökosüsteemiteenuste klassifitseerimiseks on välja töötatud rida erinevaid tüpoloogiaid ja lähenemisi, mis kasutavad erinevaid kriteeriume, nt ruumiline iseloom ja ulatus; teenuse voog (tegelik ÖST kasutus, vt eelnevalt kirjeldatud kaskaadmudel); teenuse kasutaja (era vs avalik); hüve tüüp ('kasutus' vs 'mitte-kasutus'); kas teenuse kasutamine üksikisiku või rühma poolt mõjutab teiste võimalusi seda teenust kasutada ('konkureeriv' vs 'mittekonkureeriv').

Üks võimalik lähenemine ökosüsteemiteenuste klassifitseerimisel on ühiskonna teadlikkuse tõstmine hüvedest, mida inimesed saavad ökosüsteemidest. See lähenemine oli aluseks ka Millenniumi ökosüsteemide hindamise klassifikatsioonile, mis hõlmab nelja ÖST kategooriat:

- Varustusteenused – toit, materjalid ja energia, mida inimesed kasutavalt otseselt;
- Reguleerivad teenused – hüved, mida same ökosüsteemidelt tänu nende võimele reguleerida keskkonda ja looduslike protsesse;
- Kultuuriteenused – ökosüsteemiteenused, mis on seotud inimeste kultuuriliste või vaimsete vajadustega;
- Tugiteenused – ökosüsteemide protsessid ja funktsioonid, mis toetavad eelnevat kolme tüüpi teenuseid.

Näited nelja erinevat tüüpi ökosüsteemiteenustest ja nende seostest inimese heaoluga on toodud joonisel 1.4.



Noole värv  
Sotsiaal-majandusliku vahendamise potentsiaal

- Kõrge
- Keskmine
- Madal

Noole paksus  
Ökosüsteemiteenuste ja inimeste heaolu vaheliste seoste tugevus

- Tugev
- Keskmine
- Nõrk

**Joonis 1.4.** Ökosüsteemiteenuste ja inimeste heaolu vahelised seosed vastavalt Millenniumi ökosüsteemide hindamise klassifikatsioonile (allikas: MA, 2005).

**TEEB** metoodikas kasutatakse sarnast lähenemist nagu Millenniumi ökosüsteemide hindamisel, eristades varustus-, reguleerivaid ja kultuuriteenuseid, kuid neljas kategooria on 'elupaiga- või tugiteenused', mis hõlmab liikide elupaiku ja geneetilise mitmekesisuse säilitamist.

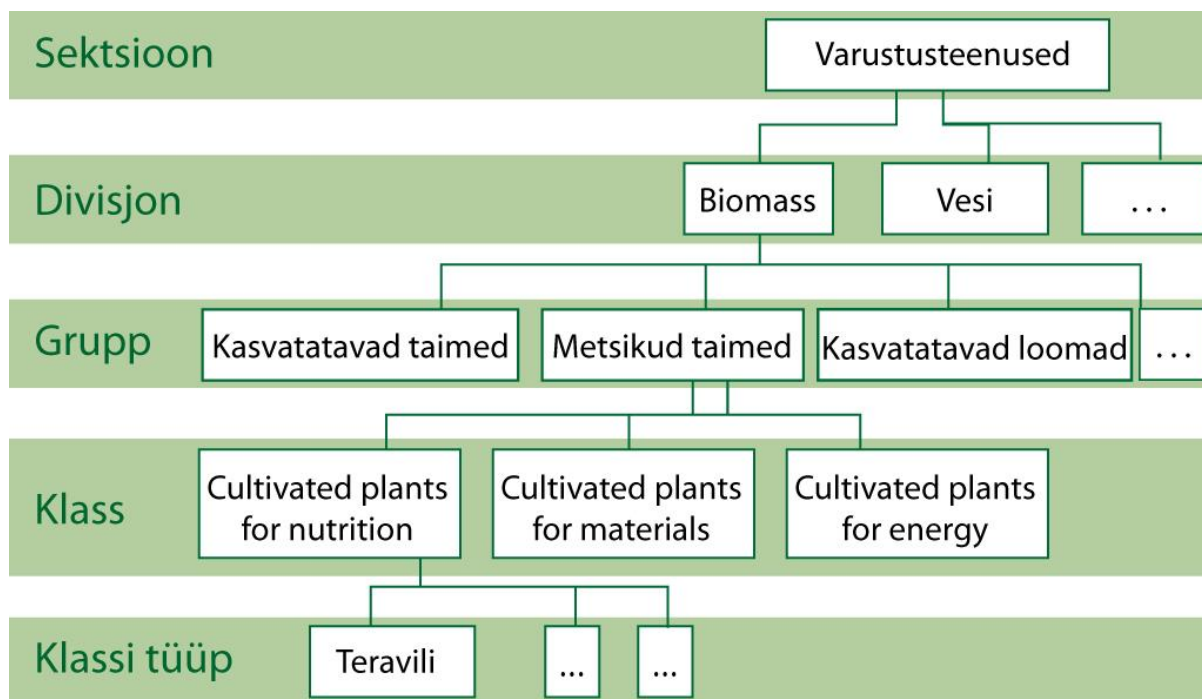
Vältimaks 'tõlkeprobleeme' erinevate klassifikatsioonide vahel, mis ei ole pahatihti omavahel võrreldavad erinevate perspektiivide või kategooriate definitsioonide tõttu, loodi 2009. a **ühtne rahvusvaheline ökosüsteemiteenuste klassifikatsioon CICES** (*the Common International Classification of Ecosystem Services*<sup>6</sup>), mida uuendati 2013. Algselt töötati see välja keskkonna-majandusliku arvepidamissüsteemi (*The System of Environmental-Economic Accounting – SEEA*<sup>7</sup>) arendamise raames, mida juhtis ÜRO Statistikaosakond (UNSD), eesmärgiga koguda rahvusvaheliselt võrreldavaid majandusega seotud statistilisi keskkonnaandmeid, luues seega aluse ökosüsteemiteenuste arvepidamissüsteemile.

CICES klassifikatsioon on hierarhiliselt ülesehitatud – sarnaselt MA ja TEEB klassifikatsioonidele sisaldab see kolme põhilist ÖST kategooriat (seksiooni) – varustus-, reguleerivad ja kultuuriteenused – mis jagatakse edasi divisjonideks, gruppideks ja klassideks (joonis 1.5.). Hierarhiline struktuur võimaldab kasutada sobivat detailsuse astet ja võrdluste või üldistatud aruannete koostamisel ka tulemusi kombineerida. Eelkirjeldatud kaskaadmudeli kontekstis hõlmab see klassifikatsioonisüsteem lõppteenuseid – looduse lõpp-produkte, millest saadakse kaupu ja hüvesid. CICES ei hõlma tugiteenuseid – ökosüsteemi struktuuri, protsesse ja funktsioone, millest ühiskond ei saa kasu otseselt, vaid lõppteenuse kasutamise kaudu. See ei tähenda, et tugiteenused oleksid vähemtähtsad, kuid selline hindamise lihtsustamine on vajalik, vältimaks ökosüsteemiteenuste topeltarvestust – st ühe looduse komponendi arvessevõtmist rohkem kui üks kord, kuna see sisaldub või toetab mitmeid teenuseid (*Burkhard and Maes (Eds.), 2017*).

---

<sup>6</sup> <https://cices.eu/>

<sup>7</sup> [http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA\\_CF\\_Final\\_en.pdf](http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA_CF_Final_en.pdf)



**Joonis 1.5.** CICES klassifikatsiooni hierarhiline struktuur varustusteenuse (taimekasvatusteraavili) näitel (allikas: MA, 2005)

CICES klassifikatsiooni kasutatakse erinevates rahvusvahelistes projektides ja ÖST hindamisel riiklikul tasandil. See on ka osa MAES töörühma poolt ELi elurikkuse strateegia rakendamise toetamiseks väljatöötatud ÖST hindamise ja kaardistamise raamistikust. Hetkel on kasutusel CICES versioon 4.3, kuid on ilmnenud vajadus uue parandatud versiooni järele (nt oleks vaja täiendada mere- ja rannikuökosüsteemide teenuste osa ja parandada seostamist teenuste aluseks olevate ökosüsteemide funktsioonide tüpoloogiaga) – seetõttu on arendamisel versioon 5.

IPBES kasutab keerulisemat lähenemist, mille eesmärk on luua kõikehõlmav looduse ja elukvaliteediga seotud väärtuste tüpoloogia väärtuste hindamiseks IPBES tegevuste raames<sup>8</sup>. See tüpoloogia koondab erinevatest maailmavaadetest pärinevad väärtused, jagades need kolme üldisesse kategooriasse:

- **Looduse olemuslik väärtus** – sh üksikorganismid, biofüüsikalised kooslused, biofüüsikalised protsessid ja elurikkus;
- **Looduse poolt inimestele pakutavad hüved**, sh:
  - Biosfääri võime võimaldada inimese püüdlusi (sh sisalduv energia; inimese kasutatav primaarproduktioon; materjalikasutus, elutsüklid, süsiniku ja vee jalajälg, maakatte kasutus jne);
  - Looduse võime pakkuda hüvesid (sh elupaigad kalanduse sihtliikidele, mulla elurikkuse panus pikaajalise saagikuse tagamiseks, elurikkus tuleviku võimalusteks);

<sup>8</sup> [http://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/IPBES-4-INF-13\\_EN.pdf](http://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/IPBES-4-INF-13_EN.pdf)

- Looduse annid, kaubad ja teenused (sh reguleerivad teenused: kliimaregulatsioon, veeregulatsioon, tolmeldamine, bioloogiline kontroll jne; varustusteenused: toit, ravimid, puit, vesi, bioenergia jne; kultuuriteenused: ökoturism, haridus, vaimsed hüved jne);
- **Hea elukvaliteet** – sh julgeolek ja elatis; jätkusuutlikkus ja vastupidavus; mitmekesisus ja võimalused; elada hästi ja harmoonias looduse ning emakese Maaga; tervis ja heaolu; haridus ja teadmised; identiteet ja iseseisvus; head sotsiaalsed suhted; kunst ja kultuuripärand; spirituaalsus ja religioonid; valitsemine ja õiglus.

Arvestades teema kompleksust, ei ole ilmselt võimalik luua kõikehõlmavat klassifikatsioonisüsteemi, mis sobiks igaks hindamisjuhtumiks. Klassifikatsiooni valik sõltub uuringu eesmärgist või otsuse tegemise kontekstist. Erinevate uuringute tulemuste võrreldavus ja läbipaistvus on aga siiani problemaatiline.

### Täiendavaks lugemiseks:

- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012a. Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. *Ecological Indicators* 21: 17-29.
- Burkhard, B., de Groot, R., Costanza, R., Seppelt, R., Jørgensen, S.E., Potschin, M., 2012b. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecological Indicators* 21: 1–6.
- Burkhard, B., Maes, J. (Eds.) 2017. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp. Available at: <http://ab.pensoft.net/articles.php?id=12837>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253- 260.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26: 152–158.
- De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Bardgett, R., Berg, M., Cipriotti, P., Cornelissen, H., Feld, C., Hering, C., Martins da Silva, P., Potts, S., Sandin, L., Sousa, J. S., Storkey, J., Wardle, D., 2008. Functional traits underlie the delivery of ecosystem services across different trophic levels. Deliverable of the Rubicode Project (download: [www.rubicode.net/rubicode/outputs.html](http://www.rubicode.net/rubicode/outputs.html)).
- De Groot, R.S., 1992. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff BV, Groningen.
- Daily, G.C., 1997. *Nature's Services Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D C.
- European Union, 2014. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. pp.80*
- Fagan, K. C., Pywell, R. F., Bullock, J. M., Marrs, R. H., 2008. Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *Journal of Applied Ecology*, 45 (4), 1293–303.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68 (3): 643–653.

- Haines-Young, R., Potschin M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G & C.L.J. Frid (eds.): *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, British Ecological Society, pp. 110-139
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2013. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Pieejams: <http://cices.eu/>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., 2014. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17: 14–23.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis*. Island Press. Washington, DC, p. 137.
- Potschin, M. Haines-Young, R., 2016. Defining and measuring ecosystem services. In: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R. and Turner, R.K. (eds) *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London and New York, pp 25-44.
- Rodríguez, J.P., Jr. Beard, T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S., Agard, J., Dobson, A. P., Peterson, G.D., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11(1): 28. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/>.
- TEEB, 2009. *TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers - Summary: Responnding to the value of nature*, p. 40.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. p. 36.



## 2. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE PAKKUMIST MÄÄRAVAD FAKTORID JA LIIKUMAPANEVAD JÕUD

Ökosüsteemi võime pakkuda ökosüsteemiteenuseid sõltub selle struktuuri, protsesside ja funktsioonide seisundist, mille määrab koostoime sotsiaal-majanduslike süsteemidega (Maes et al., 2013). Mõistmaks ÖST pakkumist mõjutavaid faktoreid ja liikumapanevaid jõude, on vajalikud teadmised ökosüsteemis toimivate protsesside kohta, sest muutused ÖST pakkumises on otseselt seotud muutustega ökosüsteemides. Liikumapanev jõud on looduslik või inimtekkeline faktor, mis otseselt või kaudselt põhjustab muutusi ökosüsteemis. Otsene liikumapanev jõud mõjutab otseselt ökosüsteemi protsesse, samal ajal kui kaudne liikumapanev jõud teeb seda kaudselt, mõjutades üht või mitut otsesest liikumapanevat jõudu. Millenniumi hindamine (MA) demograafilised, majanduslikud, sotsiaal-poliitilised, teaduslikud & tehnoloogilised ning kultuurilised & religioossed kaudsed liikumapanevad jõud. Ühiselt mõjutavad need faktorid ÖST tootmist ja tarbimist ning tootmise jätkusuutlikkust. Majanduskasv ja rahvastiku kasv põhjustavad mõlemad ÖST tarbimise kasvu, kuid tarbimise keskkonda kahjustava mõju suurus sõltub teenuste tootmisel kasutatavate tehnoloogiate tõhususest. Need faktorid toimivad komplekselt eri paikades, mõjutades ökosüsteemile avalduvat survet ja ÖST tarbimist. Liikumapanevaid jõude on peaaegu alati rohkem kui üks ja need toimivad koos, nii et enamasti ei ole võimalik välja tuua üks-ühele seost konkreetse liikumapaneva jõu ja ökosüsteemi muutuse vahel. Muutus ükskõik millises neist kaudsetest liikumapanevatest jõududest toob aga enamasti kaasa ka muutuse ökosüsteemis. Põhjuslikku seost mõjutavad peaaegu alati ka teised faktorid, mis teeb väga keeruliseks põhjus-tagajärg seose väljatoomise või eri tegurite panuse osakaalu hindamise.

### 2.1. Kaudsed liikumapanevad jõud

Rahvastiku muutused on oluline liikumapanev jõud, mis mõjutab nii ÖST nõudlust kui ka pakkumist. Suur rahvastikutihedus avaldab suurt survet ökosüsteemidele ja tekitab ka suure ÖST nõudluse. Samal ajal madal rahvastikutihedus, nt elanikkonna vähenemine maapiirkondades, vähendab nõudlust ja suurendab mahajäetud põllumajandusmaa osakaalu. Väärtuslik andmeallikas demograafiliste liikumapanevate jõudude hindamiseks on demograafiline statistika, mis sisaldab andmeid rahvastikutiheduse, vanuselise struktuuri, migratsiooni määra ja prognooside kohta.

Peamised majanduslikud liikumapanevad jõud on tarbimine, tootmine ja globaliseerumine. Tarbimist võib väljendada turu kõikumistena, kus muutused teatud toodete (nt energiakultuurid) nõudluses/hindades või teatud turgude äralangemine (nt piimatööstuse vähenemine) võivad otseselt põhjustada maakasutuse muutusi (nt karjamaade muutmist põllumaaks). Maksud ja toetused mõjutavad samuti kaudselt ökosüsteeme. Näiteks väetisemaksud või ülemääraste toitainete maksud aitavad muuta väetiste kasutamist tõhusamaks ja selle kaudu vähendada negatiivseid keskkonnamõjusid. Praegu suurendavad paljud toetused oluliselt ressursikasutust ja ka negatiivseid keskkonnamõjusid.

Sotsiaal-majanduslikud liikumapanevad jõud hõlmavad otsustusprotsessi mõjutavaid tegureid, sh kui palju ja millised huvirühmad otsustusprotsessis osalevad, millised on vaidluste

lahendamise mehhanismid, riigi ja erasektori rollid, hariduse ja teadmiste tase. Poliitilised liikumapanevad jõud väljenduvad ka maksudes ja toetustes, mida rakendatakse teatud maakasutuse soodustamiseks või takistamiseks. Uuringud näitavad, et näiteks ELi uute liikmesriikide liitumine ühise põllumajanduspoliitikaga on intensiivistanud põllumajanduslikku maakasutust (Nikodemus *et al.*, 2010). Muud sotsiaal-poliitilised liikumapanevad jõud on alade administratiivne jaotus ja haldus, Poliitiline “kliima”, seadused ja piirangud ja ka omandistruktuur.

Teaduslikud muutusi põhjustavad tegurid on seotud tehnoloogia arenguga ja väljenduvad tihti tootmise ja maakasutuse intensiivistumisena. Teadusliku teadmise arengul ja levikul ning tehnoloogiatel, mis seda teadmist kasutavad, on suur mõju ökoloogilistele süsteemidele ja inimeste heolule. Teaduse ja tehnoloogia mõju ökosüsteemiteenustele on kõige ilmsem toidutootmises. Viimase 40 aasta põllumajandustoodangu kasv on toimunud peamiselt saagikuse suurenemise arvelt hektari kohta, mitte haritava maa suurenemise arvelt (MA). Samal ajal võib tehnoloogia areng viia ka ökosüsteemiteenuste vähenemiseni, nt taristu arendamine võib olla oluline ökosüsteeme kahjustav tegur.

Mõistmaks kultuuri ökosüsteeme mõjutava tegurina, on kõige lihtsam mõelda sellele kui teatud inimeste rühmas jagatud väärtustele, uskumustele ja normidele. Selles mõttes mõjutab kultuur seda, kuidas üksikisik maailma tajub ja mida tähtsaks peab, ning annab suuniseid, millised tegevussuunad on kohased ja millised mitte (MA). Kultuurilised liikumapanevad jõud on traditsioonid, avalik arvamus, mentaliteet, haridustase, kogukonnas kaasalöömine. Toetustel põhinev maaelu on näide iganenud maakasutuspraktikate toetamisest. Avalik arvamus teatud maahoolduspraktikate osas (nt kontrollitud põletamine) võib seada piiranguid põlengutest sõltuvate ökosüsteemide majandamisele.

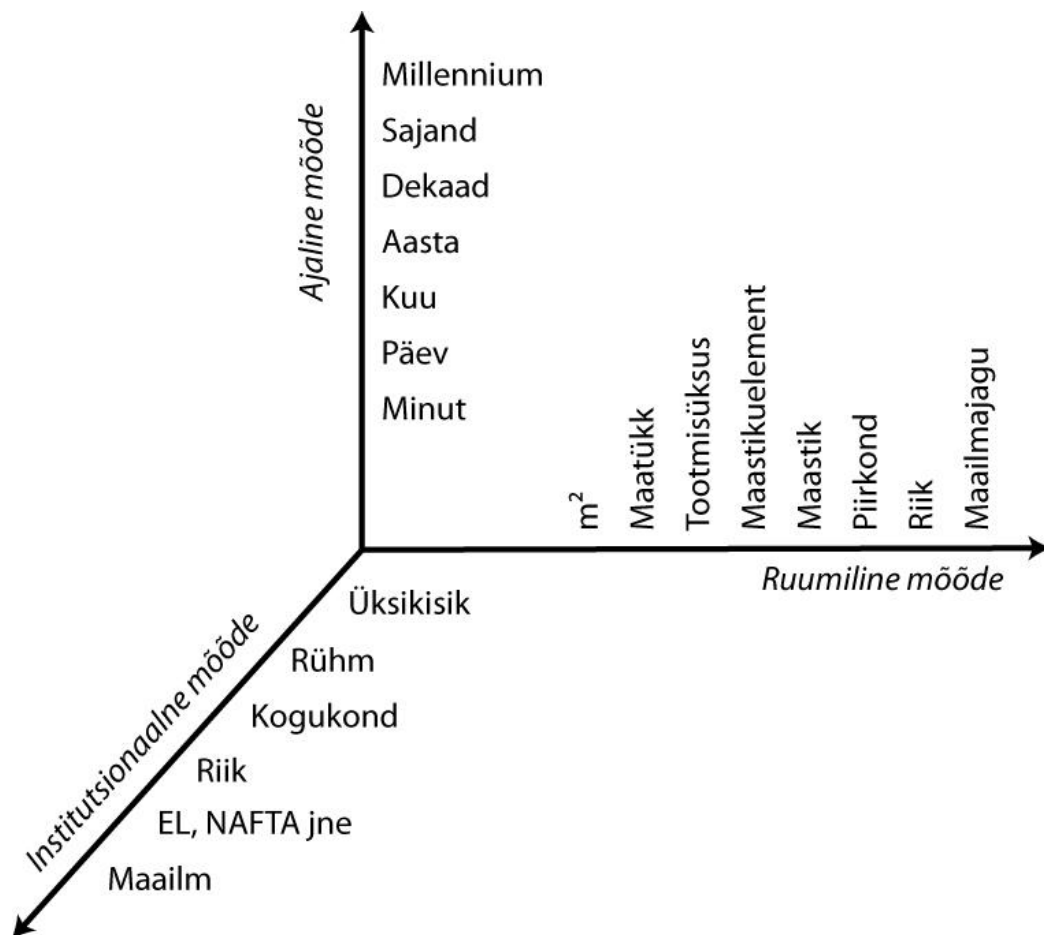
## 2.2. Otsesed liikumapanevad jõud

Maakatte/maakasutuse muutused on üks olulisemaid ökosüsteeme ja ökosüsteemiteenuste pakkumist mõjutavaid tegureid. Maismaaökosüsteemide puhul on viimase 50 aasta jooksul kõige olulisemad ökosüsteemiteenuste muutusi põhjustavad tegurid olnud maakatte muutus (täpsemalt muutmine põllumaaks) ja uute tehnoloogiate rakendamine (mis on oluliselt panustanud selliste teenuste kasvu nagu toit, puit ja kiud/materjalid). Poollooduslikud rohumaad on üks kõige ohustatuid ökosüsteeme, mille säilimine sõltub teatud maakasutuspraktikatest – madala koormusega karjatamisest ja hlisest niitmisest. Et paljud poollooduslikud niidud esinevad väheviljakal pinnasel, kus muu põllumajanduslik maakasutus ei ole majanduslikult tasuv, siis ähvardab selliseid alasid kasutusest väljajäämine. Kliimamuutus on ökosüsteeme otseselt mõjutav tegur, mis on teenitult saanud suure tähelepanu osaliseks. Kliimamuutus on viimase sajandi jooksul juba avaldanud ökosüsteemidele mõõdetavat mõju. Maa kliimasüsteem on muutunud eel-industriaalsest ajast alates, osaliselt inimtegevuse tõttu, ja prognoositakse muutuste jätkumist 21. sajandil. Viimase 100 aasta jooksul on Maa keskmine pinnatemperatuur tõusnud umbes 0,6 °C võrra ja maailmamere tase 0,1-0,2 m. Vaadeldud kliimatilised muutused, eriti kõrgemad temperatuurid teatud piirkondades, on juba mõjutanud bioloogilisi süsteeme paljudes maailma osades. Täheldatud on muutusi liikide levikus, populatsioonide suuruses, paljunemise ja rännete aegades ning ka kahjurite ja haiguste puhangute sagenemist, eelkõige metsaökosüsteemides. Viimase 30 aastaga on Euroopas pikenenud ka vegetatsiooniperiood. Agro-ökoloogiliste tingimuste muutus (inimtekkeline või looduslik) mõjutab otseselt ÖST pakkumist. Agro-ökoloogilised tingimused on olulised majandatavate põllumajanduslike ja metsaökosüsteemide puhul ning neid väljendatakse mulla (niiskus, happelisus, kivisus),

pinnavormide (kalle, kalde suund) ja kliimatiliste (mikrokliima) näitajate kombinatsioonina. Osa neist näitajatest on suhteliselt staatilised, teised muutlikumad. Muutused võivad olla järsud, nt lageraide või metsapõlengu puhul, või ilmned järk-järgult, nt üleskülmisest tingitud süsiniku kadu pinnasest või süsiniku sidumine suksessiooni tagajärjel. Maaparandus (kuivendamine, niisutamine, lupjamine, mikroreljeefi eemaldamine, toitainete lisamine jms), mis 20. sajandi teises pooles toimus eriti drastilises vormis, mitte ainult ei muutnud tingimusi, vaid hävitas kohati terveid ökosüsteeme (nt märgalasid, laialehiseid metsi). Viimase 40 aasta jooksul on ülemäärane toitainete lisandumine osutunud üheks olulisemaks teguriks, mis on otseselt põhjustanud muutusi nii maismaa- kui ka magevee- ja mereökosüsteemides (Vt tabel 4.1.). Toitainete lisamisel ökosüsteemidesse võivad olla nii positiivsed (nt suurem viljasaak) kui ka negatiivsed tagajärjed (nt sise- ja rannikuvete eutrofeerumine), kuid positiivsete mõjude osas saabub teatud toitainete kontsentratsiooni juures piir, kus edasine toitainete lisandumine enam saaki ei suurenda, aga negatiivsed mõjud kasvavad jätkuvalt. Põllu/maauksuse (mis on tihti agro-ökosüsteemi ruumiline põhiühik) suurenemine on samuti levinud muutus agro-ökoloogilistes tingimustes, mis mõjutab potentsiaalset ÖST pakkumist. Võõrliike (liigid väljaspool nende normaalset levikuala) on sisse toodud nii tahtlikult kui ka ettekatsemata. Invasiivsed võõrliigid levivad ja muudavad ökosüsteeme ning elupaiku, mõjutades selle kaudu paljusid ökosüsteemiteenuseid. Näiteks karuputke võõrliigid hiid- ja Sosnovski karuputk, mis kunagi toodi sisse silotaimedena, on nüüd levinud söötis põllumaaadel, jõekallastel ja isegi metsades, kahjustades kohalikku elurikkust ja esteetilist väärtust.

### 2.3. Tegurite mõjuskaala

ÖST pakkumist mõjutavate protsesside mõistmiseks tuleb arvesse võtta ka tegurite mõjuskaalat ehk millisel tasandil erinevad tegurid mõju avaldavad. Skaalat tuleks vaadata ruumilise, ajalise ja institutsionaalse komponendi kombinatsioonina (joonis 2.1.). Ruumiline skaala varieerub ruutmeetrist kontinendi/planeedini; ajaline skaala praegusest hetkest aastatuhandeteni; institutsionaalne skaala üksikisikust rahvusvaheliste organisatsioonideni (EL, ÜRO).



**Joonis 2.1.** Tegurite mõjuskaala (Bürgi *et al.* 2004, 860)

Iga uuring nõuab sobivat tasandit, kuid see ei tähenda, et teisi tasandeid võib eirata. Näiteks kliimamuutus toimub globaalsel või kontinendi tasandil, poliitiline muutus aga poliitilise organi tasandil ehk vallast riigini. Kui sotsiaal-kultuurilised muutused toimuvad tavaliselt aeglaselt – kümnendite jooksul (kuigi mõnikord võib ette tulla ka äkilisi muutusi, nt poliitilise režiimi vahetumise või sõdade korral), siis majanduslikud muutused kalduvad olema kiiremad. Mõjutegurite ruumilisest ja ajalisest sõltuvusest tingituna võivad jõud, mis teatud asukohas ja ajahetkel on kõige suurema mõjuga, osutada ebaoluliseks mõnel muul ruumilisel või ajalisel tasandil (MA).

### Täiendavat lugemist:

Assessment, M. E. (2005). Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and human wellbeing: a framework for assessment Washington, DC: Island Press.

Briner, S., Elkin, C., Huber, R., & Grêt-Regamey, A. (2012). Assessing the impacts of economic and climate changes on land-use in mountain regions: a spatial dynamic modeling approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 149, 50-63.

Bürgi, M., Hersperger, A. M., & Schneeberger, N. (2005). Driving forces of landscape change-current and new directions. *Landscape ecology*, 19(8), 857-868.

Carpenter, S. R., Mooney, H. A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R. S., Díaz, S., ... & Perrings, C. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium

- Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(5), 1305-1312.
- Crowl, T. A., Crist, T. O., Parmenter, R. R., Belovsky, G., & Lugo, A. E. (2008). The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 238-246.
- Maes J, Teller A, Erhard M, Liqueste C, Braat L, Berry P, Egoh B, Puydarrieux P, Fiorina C, Santos F, et al. 2013. Mapping and assessment of ecosystems and their services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Luxembourg: Publications office of the European Union.
- Metzger, M. J., Rounsevell, M. D. A., Acosta-Michlik, L., Leemans, R., & Schröter, D. (2006). The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1), 69-85.
- Nelson, G. C., Dobermann, A., Nakicenovic, N., & O'Neill, B. C. (2006). Anthropogenic drivers of ecosystem change: an overview. *Ecology and Society*, 11(2).
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I. C., Araújo, M. B., Arnell, N. W., ... & Anne, C. (2005). Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *science*, 310(5752), 1333-1337.

## 3. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE KAARDISTAMINE JA HINDAMINE

### 3.1. Sissejuhatus

Kuna Euroopa Komisjon on ELi elurikkuse strateegias aastani 2020, tegevuses 5 sätestanud, et liikmesriigid "... kaardistavad ja hindavad ökosüsteemid ja nende teenused oma riigi territooriumil ...", siis on tekkinud vajadus hinnata ÖST pakkumist ja ka ruumiliselt kaardistada ÖST pakkumine ja nõudlus erinevatel tasanditel, rahvusvahelisest kohalikuni.

Võib küsida, **miks on vaja ökosüsteemiteenuseid kaardistada?** Esiteks on protsessid, mis tagavad ÖST pakkumise, ruumilise iseloomuga (joonis 1.3.). Ökosüsteemide funktsioonid ja ÖST pakkumist tagavad protsessid varieeruvad ajas ja ruumis ning sõltuvad skaalast/tasandist. Lisaks varieeruvad ruumis ka ökosüsteemide funktsioone ja protsesse mõjutavad tegurid, nagu näiteks maakasutuse muustrid, maa fragmenteeritus või põllumajanduse intensiivistumine, kui nimetada vaid mõned.

Seega on ökosüsteemiteenuste kaardistamist vaja, kirjeldamaks ja hindamaks ÖST loomist ökosüsteemi protsesside, maakasutuse muustrite, kliima ja keskkonna muutlikkuse funktsioonina (Maes et al., 2013).

ÖST pakkumine on kompleksne protsess ja tihti on erinevad ökosüsteemiteenused omavahel seotud. Sageli tuleb ette sünergiaid või "vahetuskaupa" erinevate ökosüsteemiteenuste vahel või ökosüsteemiteenuste ja elurikkuse vahel. Nn "vahetuskauba" puhul suureneb ühe ökosüsteemiteenuse pakkumine teis(t)e arvelt. Sünergia ja ÖST rühmade puhul suurenevad ühe teenuse kasvamisel ka teised samasse rühma kuuluvad ökosüsteemiteenused. Ainult juhul, kui ökosüsteemiteenused on kaardistatud ja nende ruumiline levik on teada, on võimalik seda keerulist süsteemi mõista.

Nagu eelmises peatükis selgitatud (???), on ökosüsteemiteenuste kontseptsioonil kaks teineteisega seotud dimensiooni: pakkumine ja nõudlus. Nõudlus ökosüsteemiteenuste järele on defineeritud kui "ökosüsteemi kaubad ja teenused, mida tarbitakse või kasutatakse teatud alal teatud ajaperioodil" (Burkhard *et al.*, 2014). Nõudlus võib muutuda ruumis ja ajas ja ei pruugi sõltuda tegelikust pakkumisest. Ökosüsteemiteenuste pakkumise ja nõudluse kaardistamine on vajalik, et hinnata ja kvantifitseerida lähemate ning kaugemate inimpopulatsioonide varustamist ökosüsteemiteenustega.

Lisaks saavad ökosüsteemiteenuste pakkumise ja nõudluse kaarte kasutada otsustajad erinevates protsessides, nt maakasutuse planeerimine, keskkonnamõju hindamine või maastikuhooldus.

### 3.2. Raamistik ökosüsteemiteenuste modelleerimiseks

Oluline samm enne ökosüsteemiteenuste kvantifitseerimist ja kaardistamist on modelleerimisraamistiku määratlemine. Need otsustusraamistikud erinevad andmevajaduse, skaala, mõjutegurite ja nõutavate teadmiste poolest; seetõttu tuleb mudel valida lähtuvalt projekti iseloomust. Kienast ja Helfenstein (2016) koostasid ÖST mudelite klassifikatsiooni:

- Protsessipõhised mudelid
- Empiirilised mudelid
- Mitmetasandilised lähenemised



- Indikaatoritepõhised hindamised
- Maastikumudelid

Kienast ja Helfenstein (2016) pakkusid välja ka kuuepunktilise raamistiku ÖST mudelite kirjeldamiseks, mida saab kasutada ka juhendina projekti nõuetele vastava mudeli valimisel:

**Olemasolev (kasutatud) teadmine:** Viitab uuritavate ökosüsteemiteenuste kohta olemasoleva teadmise tasemele, alates väga algelisest, narratiivipõhisest või kogemustepõhisest kuni protsessile orienteeritud ja analüütilise teadmiseni.

**Ruumiline skaala:** ÖST hindamise skaala võib varieeruda kohalikust või valla tasandist kuni globaalseni ja on põhiline, mis määrab, millist tüüpi andmeid on vaja ÖST hindamiseks.

**Ajaline skaala:** ÖST hindamise ajaline skaala mõjutab samuti otseselt tulemusi ja andmevajadust. Ajaline skaala võib varieeruda kuudest aastakümnete või sajanditeni.

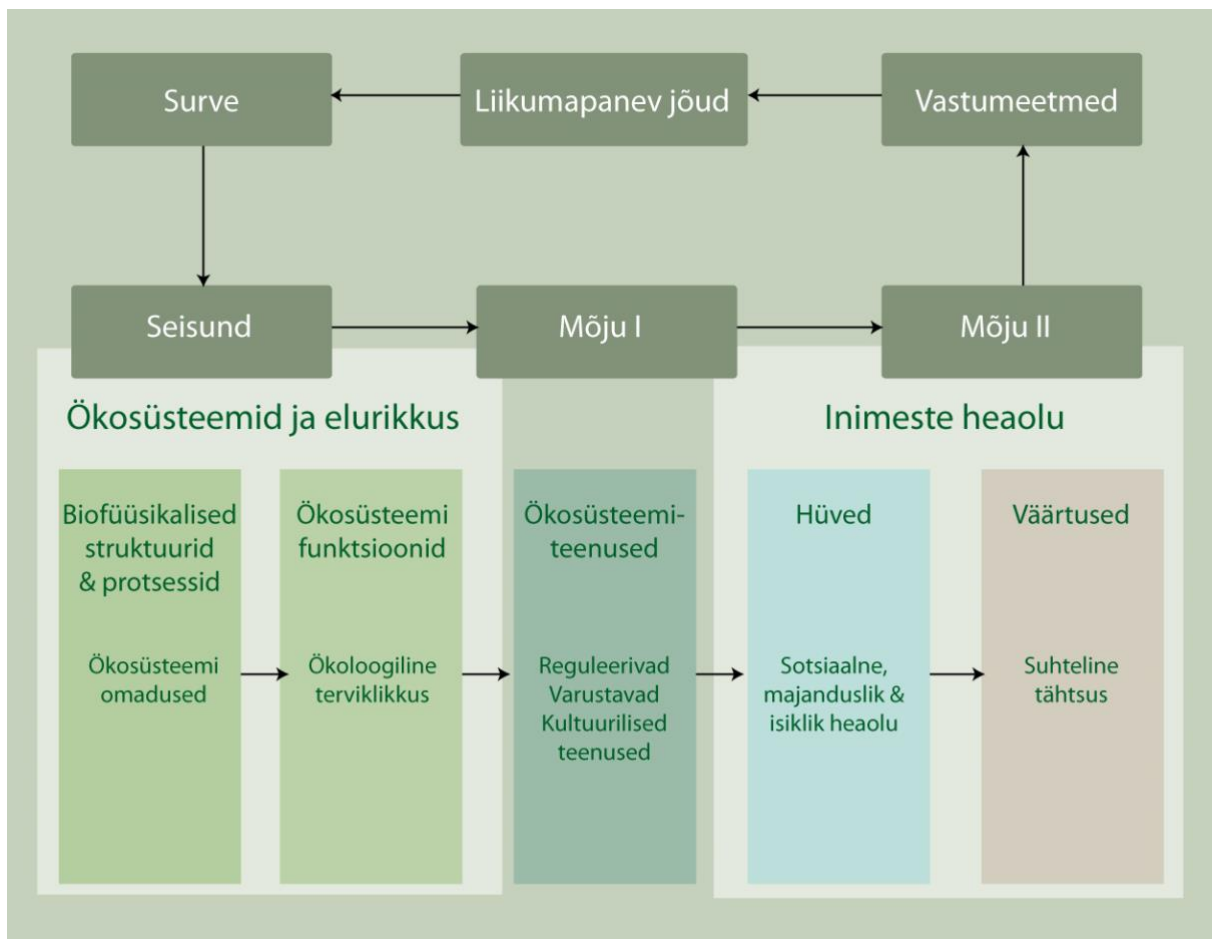
**Olemasolevad (kasutatud) andmed:** Andmete kättesaadavus ja iseloom (ruumiline ja temaatiline skaala) määrab ÖST hindamise mudelite valiku. Näiteks kõrge ruumilise ja temaatilise resolutsiooniga andmete olemasolul saab kasutada keerulisemat protsessipõhist mudelit.

**Huvirühmade kaasamine:** Viitab kaasamise astmele, st mil määral soovitakse ÖST hindamisse kaasata laiemat üldsust. Näiteks, kui huvirühmade kaasamine on projekti põhiline nõue, võib kasutada alt-üles ja kaasava hindamise tööriistu.

**Väljund:** ÖST hindamise tulemus võib olla kvalitatiivne või kvantitatiivne ja on otseselt seotud andmevajaduse ja mudeli valikuga. Kvantitatiivne väljund nõuab tavaliselt detailseid andmeid ja matemaatilist mudelit, small ajal kui kvalitatiivse tulemuse võib saada eksperthinnangu ja kvalitatiivse skaala abil.

### 3.3. Indikaatorid

Oluline samm ÖST raamistiku rakendamisel ÖST biofüüsikaline kvantifitseerimine. Enamikku varustusteenuseid saab otseselt kvantifitseerida. Reguleerivate, tugi- ja kultuuriliste teenuste mõõtmine on keerulisem ning seetõttu on vajalikud indikaatorid või kaudsed andmed (Egoh *et al.*, 2012). Nagu määratleb Wiggering ja Müller (2004), "Indikaatorid on üldjuhul muutujad, mis annavad koondatud teavet teatud nähtuste kohta". Robustseid biofüüsikalised indikaatorid on vajalikud mitte üksnes ÖST hindamiseks, vaid ka ÖST pakkumise muutuse hindamiseks ajas. ÖST kvantifitseerimise ja indikaatorite valiku struktureerimiseks on kasutatud DPSIR raamistikku (*Drivers* – liikumapanevad jõud; *Pressures* – surve; *State* – seisund; *Impact* – mõju; *Response* – vastumeetmed) (Müller & Buckhard, 2012).



**Joonis 3.1.** ÖST kontseptsiooni jaoks kohandatud DPSIR raamistik (Müller and Burkhard, 2012).

DPSIR raamistiku järgi tekitavad poliitilised otsused, tootmissüsteemid ja ühiskondlikud arengud (**liikumapanevad jõud**) **survet** keskkonnale, mis lõpuks muudab keskkonna **seisundit**. Selle tulemusena tekkivad **mõjud** inim- ja looduslikes süsteemides võivad viia muutusteni ökosüsteemi kaupade ja teenuste pakkumises. Ühiskond püüab minimeerida neid mõjusid või kohanduda nendega **vastumeetmete** abil.

DPSIR raamistik väljendab ka keskkonnaseisundi (ökosüsteemid ja elurikkus) ning inimsüsteemide vahelisi seoseid. Selle raamistiku järgi peaks **ÖST indikaatorid väljendama survetegurite, seisundi ja mõjude vahelisi põhjus-tagajärg seoseid**.

Skaala on oluline ka ökosüsteemiteenuste indikaatorite valikul. Enne indikaatorite valikut tuleb hinnata ökosüsteemiteenuste aluseks olevate ökoloogiliste muustrite ja protsesside skaalat (ajalist või ruumilist dimensiooni) (Postchin and Haines-Young, 2016). Enamikku varustusteenustest saab hinnata erinevatel tasanditel, aga osa reguleerivatest teenustest (nt kohalik kliimaregulatsioon või kaitse üleujutuse eest) sõltub tugevalt kohalikust või piirkondlikust kontekstist.

Indikaatorite valiku määravad peamiselt:

- Uuringu teema ja hinnatavad ökosüsteemiteenused
- Uuringu skaala/tasand
- Andmete olemasolu/kättesaadavus

On välja töötatud mitmeid juhiseid ja indikaatorite kogumeid erinevate tasandite jaoks. Toome siin vaid mõned näited:

- *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020) (Maes et al., 2013)*: Teine MAES aruanne pakub välja laia valiku CICES klassifikatsioonil põhinevaid ökosüsteemiteenuste indikaatoreid Euroopa Liidu ja liikmesriikide tasandi jaoks.
- *Indicators for mapping ecosystem services: A review (JRC scientific and policy reports) (Egoh et al., 2012)*: Ülevaade ruumiinfost ja indikaatoritest, mida kasutada ökosüsteemiteenuste kaardistamiseks ja modelleerimiseks globaalsel, kontinendi ja riigi tasandil.
- *A European assessment of the provision of ecosystem services (JRC scientific and policy reports) (Maes et al., 2011)*: Indikaatorite kogum ökosüsteemiteenuste hindamiseks, mis põhineb Euroopa tasandil kättesaadavatel ruumiandmetel.

### 3.4. Ökosüsteemiteenuste hindamise ja kaardistamise meetodikad

Olemasolevad ökosüsteemiteenuste kaardistamise ja hindamise meetodikate puhul võib eristada nelja peamist lähenemist:

1. Biofüüsikalised meetodid;
2. Sotsiaal-kultuurilised meetodid;
3. Majanduslikud meetodid;
4. Eksperthinnangutel põhinev kvantifitseerimine.

#### 3.4.1. Biofüüsikalised meetodid

Biofüüsikalised meetodid on kõige levinumad meetodid nii ökosüsteemiteenuste pakkumise, tegeliku kasutuse kui ka nõudluse hindamiseks. Biofüüsikaline kvantifitseerimine on ÖST mõõtmine biofüüsikalistes ühikutes (nt põhjaveekihti infiltreerunud veekogused, metsas toodetud puit või pinnases salvestunud süsiniku hulk). Seega põhinevad biofüüsikalised meetodid indikaatoritel, kaudsetel andmetel ja biofüüsikalistel mudelitel. Indikaatorid ja biofüüsikalised mudelid võimaldavad lisaks ÖST kvantifitseerimisele hinnata ka ökosüsteemi struktuuri ja funktsioonide seisundit.

ÖST biofüüsikalisel hindamisel tuleb vastata kahele küsimusele:

1. Mida mõõta?
2. Kuidas mõõta?

#### **Mida mõõta?**

Kui asjakohaste ökosüsteemiteenuste loetelu on koostatud, tuleb valida indikaatorid nende seisundi ja pakkumise hindamiseks ning jälgimiseks (vt ptk 3.3). Indikaatorite valik sõltub paljudest asjaoludest, nagu näiteks analüüsi eesmärk, sihtrühm, ruumi- ja ajaskaala ning andmete olemasolu. Oluline on indikaatorite valikul ka arvesse võtta, kas neid kasutatakse ÖST pakkumise võime (ÖST potentsiaali ehk varu) või ÖST tegeliku kasutuse hindamiseks. Tegeliku kasutuse indikaatoreid väljendatakse tavaliselt ajaühiku kohta. Näiteks niidu toodetud rohumassi saab mõõta aastas niidetud heina kogusega (t/ha/a). Kogu olemasolevat

biomassi varu ei saa siiski niita ja seda väljendatakse t/ha. Kui inimene heina niidab ja kasutab, saab ÖST potentsiaalset ÖST tegelik kasutus (ingl *flow*) (Burkhard & Maes, 2017).

### **Kuidas mõõta?**

Kui ökosüsteemiteenused ja indikaatorid nende hindamiseks on välja valitud, siis on järgmine samm ÖST varu (potentsiaali) ja tegeliku kasutuse kvantifitseerimine. Burkhard & Maes (2017) eristavad kolm üldist lähenemist: otsesed mõõtmised, kaudsed mõõtmised ja ÖST modelleerimine.

#### *3.4.1.1. Ökosüsteemiteenuste otsesed mõõtmised*

Ökosüsteemiteenuste indikaatorite otsesed mõõtmised tähendavad vaatlusi, seiret, uuringuid või küsitlusi. Otsesed mõõtmised on näiteks rohumaa toodetud kogu rohumassi mõõtmine (biomassi tootmise hindamiseks) või tolmeldavate putukate koguarvu ja liikide arvu loendamine rohumaal asuval transektil (tolmeldamise hindamiseks).

Otsesed mõõtmised on kõige täpsem viis kvantifitseerimiseks, kuid nõuavad palju aega ja ressursse. Seetõttu saab seda tüüpi mõõtmisi kasutada peamiselt konkreetse ala või kohalikul tasandil. Mõnel juhul, kui sobivaid indikaatoreid mõõdetakse juba mõnel muul eesmärgil (nt teravilja- või puidutoodangu statistika), saab neid andmeid kasutada ka vastavate ökosüsteemiteenuste hindamiseks.

#### *3.4.1.2. Ökosüsteemiteenuste kaudsed mõõtmised*

Ka kaudsed mõõtmised annavad biofüüsikalise väärtuse, aga nende kasutamisel ÖST hindamiseks on vajalik täiendav tõlgendamine, teave seoste kohta või andmetöötlus.

Kaugseire abil kogutud andmed (nt taimkatte indeksid või pinnatemperatuur) on hea näide kaudsetest mõõtmistest. Enamasti ei koguta neid andmeid ÖST hindamiseks, kuid kui seosed mõõdetavate parameetrite ning ökosüsteemi funktsioonide ja protsesside vahel on teada, siis saab neist tuletada ökosüsteemiteenuste väärtused. Näiteks sõltub erosioonikaitse taimestiku olemasolust, hulgast ja tüübist, mille kohta annavad teavet taimkatte indeksid, nagu näiteks NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*).

Maakatte või elupaikade kaartide kasutamist ökosüsteemiteenuste pakkumise potentsiaali või tegeliku kasutuse hindamiseks võib lugeda kaudseks meetodiks. Enamasti leitakse iga ökosüsteemiteenuse keskmine väärtus maakattetüüpide kaupa (nt Eesti rannaniitude keskmine biomassi tootang on 3050 kg/ha kuivbiomassi). Ökosüsteemiteenuste keskmised väärtused leitakse kas teaduskirjanduse või välitööde põhjal. Neid väärtusi saab edasi siduda maakatteühikutega kaardil, teostamaks ruumilist analüüsi.

Kaudsed mõõtmised on tavaliselt ressursitõhusam strateegia ökosüsteemiteenuste hindamiseks. Lisaks uuendatakse Maa vaatlussüsteemide andmeid regulaarselt, mis võimaldab hinnata muutuste kiirust ökosüsteemiteenuste pakkumises ja kasutuses.

#### *3.4.1.3. Ökosüsteemiteenuste modelleerimine*

Mudelid on ökoloogiliste süsteemide simulatsioonid. Kui otsesid ega kaudseid mõõteandmeid ei ole, saab ökosüsteemiteenuste pakkumise ja nõudluse hindamiseks kasutada asendusandmetena muid ökoloogilisi andmeid.

Ökosüsteemiteenuste mudelite kasutamise eelis on võimalus sisendandmete muutmise abil luua hüpoteetilisi stsenaariume maahoolduse, maakatte muutuste, kliimamuutuste jne kohta, et ennustada nende võimalikku mõju ökosüsteemiteenuste pakkumisele.

### 3.4.2. Sotsiaal-kultuurilised meetodid

Sotsiaal-kultuuriliste meetodite eesmärk on enamasti hinnata inimeste eelistusi ökosüsteemiteenuste osas, jättes kõrvale rahalise hindamise. Ökosüsteemiteenuste nõudluse ja pakkumisega seotud inimeste väärtushinnangute ja arusaamade hindamiseks ning kaardistamiseks on terve rida meetodeid, mis põhinevad sotsiaalsete vajaduste ja eelistuste väljatoomisel. On oluline teha vahet sotsiaal-kultuurilistel meetoditel ja sotsiaal-kultuurilistel ökosüsteemiteenustel. Sotsiaal-kultuurilisi meetodeid kasutatakse kolme tüüpi ökosüsteemiteenuste – varustus-, reguleerivate ja kultuuriliste teenuste - kvantifitseerimiseks ning kaardistamiseks. Selleks on erinevaid meetodikaid, millest siin mainime kolme: eelistuste hindamine, PPGIS ja ajakasutuse hindamine.

**Eelistuste hindamine** (*Preference assessment*): Eelistuste hindamise puhul hinnatakse inimeste väärtushinnanguid, arusaamu, teadmisi, ökosüsteemiteenuste pakkumist, kasutamist ja nõudlust “traditsiooniliste” sotsiaal-kultuuriliste meetoditega: (ökosüsteemiteenuste) järjestamine, eelistustel ja hinnangutel põhinevad hindamised, avatud või valikvastustega küsitlused.

**Kaasav kaardistamine ja hindamine** (*Participatory Mapping and Assessment - PPGIS*): PPGIS meetodikate puhul kasutatakse väga lihtsaid GIS lahendusi, tavaliselt veebipõhise platvormi kaudu. Ökosüsteemiteenuste kontekstis saab PPGISi abil hinnata ökosüsteemiteenuste ruumilist jaotumist kohalike teadmiste, eelistuste või arusaamade põhjal. PPGIS lähenemine on integreeriv ja ruumilise väljundiga, võimaldades pakkumise ja nõudluse ruumilist võrdlust. PPGIS lahenduste kaudu saavad kasutajad tavaliselt märkida punkti või alal kaardil ning vastata küsitlusele ühe või mitme ökosüsteemiteenuse pakkumise ja nõudluse kohta.

**Ajakasutuse hindamine** (*Time-use assessment*): Ajakasutuse hindamisel on aeg ökosüsteemiteenuse väärtuse kaudne näitaja. Inimestelt küsitakse, kui palju aega nad oleksid valmis investeerima ühe või teise ökosüsteemiteenuse kvantiteedi või kvaliteedi muutmiseks. Sarnaselt maksevalmidusel põhinevate lähenemistega põhineb ajakasutuse hindamine valmidusel investeerida aega.

### 3.4.3. Majanduslikud meetodid

Ökosüsteemiteenuste kaardistamise ja hindamise majanduslike meetodite eesmärk on kvantifitseerida (rahalisel mõttes) hüvesid, mida ühiskond saab ökosüsteemiteenustest. Majanduslike väärtuste ruumilisi erinevusi saab hinnata kaardistamise abil. Ökosüsteemiteenuste majanduslik hindamine on väga keeruline valdkond ja selle kohta on ka palju spetsiifilist kirjandust. Majandusliku hindamise sügavamaks mõistmiseks soovime lugeda: Brander & Crossman (2017). Ökosüsteemiteenuste majanduslikud hindamismeetodid toetavad otsustusprotsesse, milles kaalutakse mitut erinevat (juhtimis-, projekti- või poliitilist) varianti. Paljudest olemasolevatest majanduslikest meetoditest nimetame siin näitena kolme: kulutõhususe analüüs, kulu-tulu analüüs ja mitmekriteeriumiline analüüs.

**Kulutõhususe analüüs** (*Cost-effectiveness analysis - CEA*): Kulutõhususe analüüs võrdleb alternatiivseid variante nende kulude alusel. Kaalutavatel variantidel on sama eesmärk ja kõiki kulusid saab väljendada rahas. Kulutõhususe analüüs leiab madalaima kuluga variandi. Ökosüsteemiteenuste kontekstis on CEA suhteliselt piiratud lähenemisviis, sest sageli ei saa ökosüsteemiteenuste puhul ühtset eesmärki seada.

**Kulu-tulu analüüs** (*Cost-benefit analysis- CBA*): Kulu-tulu analüüsi kasutatakse tihti, kui on vaja hinnata mitut erinevat planeeringu- ja poliitilist lahendust, mille puhul kõik mõjud saab hinnata rahasse. CBA võtab arvesse ja võrdleb kaalutavate variantide kõiki kulusid ja tulusid. Rakendades seda lähenemisviisi ökosüsteemiteenuste puhul, hinnatakse erinevate planeeringu- ja poliitiliste lahenduste negatiivseid (kulusid) ja positiivseid mõjusid (tulusid) ökosüsteemiteenustele, kuid see nõuab põhjalikke teadmisi ökosüsteemiprotsessidest.

**Mitmekriteeriumiline analüüs** (*Multi-criteria analysis - MCA*): Mitmekriteeriumilist analüüsi kasutatakse tavaliselt juhul, kui teatud variandi kõiki kulusid ja tulusid ei ole võimalik rahasse hinnata. MCA peamine idee on võimaldada erinevate eesmärkide (või kriteeriumide) integreerimist neile kõigile rahalist väärtust omistamata. Mitmekriteeriumilist analüüsi kasutatakse erinevate variantide eelisjärjestamiseks otsustusorgani seatud kriteeriumide alusel.

#### 3.4.4. Ökosüsteemiteenuste eksperthinnangu põhine kvantifitseerimine

Kuid muid andmeid napib, võib ökosüsteemiteenuste pakkumise, tegeliku kasutuse ja nõudluse hindamiseks kasutada eksperthinnanguid. Eri valdkondade ekspertide kaasamine võimaldab paremini mõista liikumapanevate jõudude, survetegurite, seisundi, mõjude ja vastumeetmete vahelisi keerulisi seoseid ökosüsteemiteenuste pakkumise, kasutuse ja nõudluse süsteemis.

Ekspert hinnangu põhisel hindamisel leitakse ÖST pakkumise ja nõudluse hinnangud ekspertide arutelu tulemusena. Kui biofüüsikalised või muud andmed ei ole kättesaadavad, on otstarbekas kasutada ÖST hindamiseks eksperthinnanguid.

Ekspert hinnangute põhisel kvantifitseerimist koos maatriksiga kasutatakse tavaliselt ökosüsteemiteenuste kaardistamiseks (vt ptk 3.5). Nende kahe meetodi kombinatsioon on kulutõhus viis usaldusväärsete kaartide saamiseks.

Tavaline meetod ÖST pakkumise kvantifitseerimiseks eksperthinnangute abil on suhteliste väärtuste kasutamine: Ekspertidel palutakse ÖST pakkumist hinnata suhtelises punktiskaalas, nt 1-st 5-ni.

#### 3.5. Ökosüsteemiteenuste kaardistamine

Nagu selgitatud peatükis 3.3, varieerub ÖST kvantifitseerimiseks kasutatavate indikaatorite mõõtkava. Seetõttu sõltub ökosüsteemiteenuste kaardistamise resolutsioon indikaatorite arvutamiseks kasutatud biofüüsikaliste mudelite ja kättesaadavate andmete ruumilisest mõõtkavast (Maes *et al.*, 2011).

Samamoodi nõuavad erinevad ökosüsteemiteenused, mis on seotud erinevate biofüüsikaliste protsessidega, spetsiifilisi teemakaarte, et täpselt tabada ökosüsteemi funktsioonide ruumiline iseloom. Näiteks on mullaga seotud teenuste, nagu nt süsiniku sidumine või toitainete säilitamine mullas, iseloomustamiseks vaja mullakaarti. Teiselt poolt kirjeldab varustusteenuseid, nagu näiteks loomasööt või puit, kõige paremini maakatte-, elupaikade või metsatüüpide kaart. Seoses sellega on oluline kindlaks teha, milline on ökosüsteemiteenuste



kaardi kaardistatav ehk teenust pakkuv ruumiüksus (*service providing unit* - SPU). Burkhard *et al.* (2014) määratleb selle üksuse "ökosüsteemiteenuse allikaks oleva ruumiüksusena (Syrbe & Walz, 2012), mis hõlmab kogu ökosüsteemiteenuse pakkumiseks vajalikku organismide ja tunnuste hulka hulka (Vandewalle *et al.*, 2009) ja ka eluta ökosüsteemikomponente (Syrbe & Walz, 2012) ning on piisava ulatusega ökosüsteemiteenuse pakkumiseks (Crossman *et al.*, 2013)". Kaardistamisüksused tuleks hoolikalt valida ja need peaksid vastama nende geobiofüüsikalise allika tasandile/mõõtkavale (Burkhard *et al.*, 2014), et vältida ruumilisi mittevastavusi, mis võiksid põhjustada ökosüsteemiteenuste kvantifitseerimise valesti tõlgendamist ja eksitavaid tulemusi.

Üldiselt võib ÖST kaardistamise meetodid jagada viide kategooriasse (Burkhard & Maes, 2017):

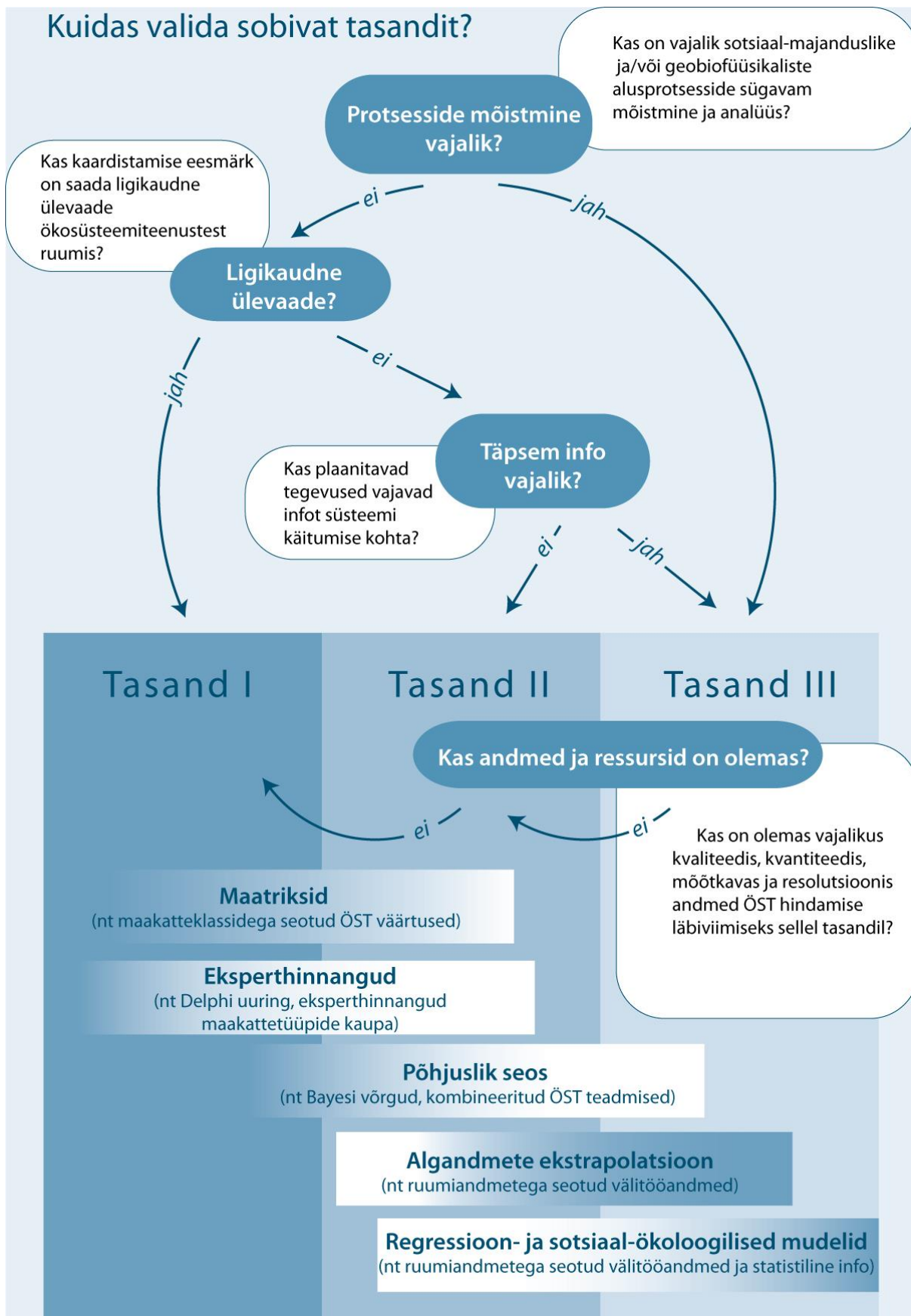
1. **Maatriks:** Maakatteklasse kasutatakse ÖST pakkumise kaudsete näitajatena. Iga maakatteklass on seotud ÖST keskmise väärtusega (neid andmeid saadakse tavaliselt statistilistest andmebaasidest või teaduskirjandusest).
2. **Maatriks eksperthinnangutega:** Maakatteklassid on seotud ÖST väärtustega, mis on leitud ekspertide paneeli hinnangute põhjal (vt ptk 3.4.4).
3. **Põhjuslikud seosed:** ÖST hinnatakse ruumiliselt ÖST ja ruumiinfo teadaolevate seoste põhjal. Näiteks saab rohumaa toodetud biomassi hulka hinnata erinevate piirkondade saagistatistika, mullaviljakuse ja reljeefi andmete põhjal.
4. **Algandmete ekstrapoleerimine:** Väliuuringute käigus kogutakse otsesed mõõteandmed või algandmed, mis on seotud kindlate ruumiüksustega. ÖST väärtused ekstrapoleeritakse nende põhjal.
5. **ÖST mudelid:** Välitöödel kogutud ÖST andmete, kirjanduse info ja statistika kombineerimisel on võimalik luua mudeleid, mis ennustavad ÖST pakkumist erinevate stsenaariumide korral. Neid mudeleid ruumiüksustega seostades saab näidata ÖST pakkumist või nõudlust ruumis.

Ökosüsteemiteenuste kaardistamine on keerukas protsess, mis nõuab andmeid eri tasanditelt. Seetõttu on vaja paindlikku meetodikat, mis hõlmaks kõiki võimalikke biofüüsikalisi mudeleid, andmevajadusi ja kaardistamise tasandeid. Mitmetasandilise lähenemise (joonis 3.2) korral lisab iga tasand kaardistamise keerukust, kasutab detailsemaid andmeid ja nõuab rohkem ekspertteadmisi:

**1. kaardistamise tasand:** See on kolmest tasandist lihtsaim. Esimesel tasandil kasutatakse ÖST pakkumise ja nõudluse kaardistamiseks maakasutuse ja maakatte andmeid (*Land Use and Land Cover – LULC*). *LULC* kaardid kombineeritakse sageli taimkatte ja elupaikade kaartidega. Nende kaardiandmete põhjal hinnatakse ökosüsteemiteenuste suhtelist hulka.

**2. kaardistamise tasand:** Teisel tasandil seotakse eelnevalt koostatud *LULC* ja/või taimkatte ja elupaikade kaardid ÖST pakkumist iseloomustavate andmetega (nt kohapõhised andmed, teaduskirjandusest või statistikast pärist andmed). Kaartide seostamine ÖST andmetega võimaldab ÖST kvantifitseerimist erinevates kohtades ja tasanditel. Teise tasandi kvantifitseerimine nõuab algtasemel GIS andmetöötlust.

**3. kaardistamise tasand:** Kolmas ja kõige detailsem kaardistamise tasand hõlmab ökosüsteemiteenuste aluseks olevate biofüüsikaliste protsesside modelleerimist. Mudelites kombineeritakse biootilised ja abiootilised keskkonnanäitajad, et ennustada ökosüsteemiteenuste ruumilist levikut ja hulka. Kolmas tasand nõuab keerukat GIS andmetöötlust ja süvateadmisi modelleeritavatest protsessidest.



**Joonis 3.2.** ÖST kaardistamise tasandite valikut suunav otsusepuu (Allikas: Burkhard & Maes, 2017).

### 3.6. Nõudluse hindamine ja kaardistamine

Nõudlus jääb ökosüsteemiteenuste kaardistamisel ja hindamisel sageli tähelepanuta. Siiski peaks ökosüsteemiteenuste nõudluse kaardistamine olema põhikomponent ökosüsteemiteenuste raamistiku rakendamisel ja seejuures tuleks võtta arvesse mitmeid olulisi aspekte:

- Ökosüsteemiteenuste pakkumise ja nõudluse asukohad ei lange tihti kokku. Sageli asuvad ökosüsteemiteenuste kasutajad kaugel eemal nende teenuste allikast. Järelikult tuleb nõudlust ökosüsteemiteenuste järele kvantifitseerida ja kaardistada ning hinnata teenuste reaalset kasutamist (nn ÖST voogu pakkumise ja nõudluse vahel). Burkhard *et al.* (2014) määratleb pakkumise ja nõudluse vahelised ruumilised seosed järgnevalt:
  - o *In situ*: Pakkumine ja nõudlus esinevad samas kohas.
  - o Paljusuunaline: Ökosüsteemiteenust toodetakse ühes kohas, kuid kasu saab sellest kogu ümbruskond (ilma kindla suunata). See on nii paljude reguleerivate teenuste puhul.
  - o Suunatud: Esineb selge suunatud ökosüsteemiteenuse voogu teenuse allikast alale, kus asuvad teenuse kasutajad.
  - o Sidumata: Ökosüsteemiteenuse kasusaajad asuvad teenuse allikast kaugel eemal.
- Ökosüsteemiteenuste pakkumine ja nõudlus võivad esineda erinevatel ruumilistel tasanditel ja nendega seotud ruumiüksused ei ole tihti samad. Alad, kus ökosüsteemiteenuseid kasutatakse, ei ole sageli seotud ökosüsteemide või geobiofüüsikaliste üksustega. Tihti asuvad ökosüsteemiteenuste kasutajad linnades ja asulates.
- Ökosüsteemiteenuste pakkumise kvantifitseerimiseks kasutatakse harva samu indikaatoreid ja/või meetodeid, kui samade ökosüsteemiteenuste nõudluse kvantifitseerimiseks. Enamasti ei saa nõudlust otse mõõta, mistõttu hinnatakse seda kaudsete andmete (nt rahvastiku tihedus või elamute tihedus) põhjal. Paljudel juhtudel kasutatakse ÖST nõudluse mõõtmiseks sotsiaalseid meetodeid (vt ptk 3.4.2), mille puhul küsitakse selle kohta otse teenuse kasutajatelt.

## **Täiendavat lugemist:**

- Brander, L.M., Crossman, N.D., 2017. Economic quantification. In Burkhard, B. and J. Maes (eds). Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers Ltd, Sofia.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demand—concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landsc. Online* 34, 1–32.
- Burkhard, B. and J. Maes (eds), 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers Ltd, Sofia
- Crossman, N.D.; Burkhard, B.; Nedkov, S.; Willemen, L.; Petz, K.; Palomo, I.; Drakou, E.G.; Martín-Lopez, B.; McPhearson, T.; Boyanova, K.; Alkemade, R.; Egoh, B.; Dunbar, M. Maes, J., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services* 4: 4-14.
- Egoh, B., Drakou, E.G., Dunbar, M.B., Maes, J., Willemen, L., 2012. Indicators for mapping ecosystem services: a review. Report EUR 25456 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Kienast, F., Helfenstein, J., 2016. Modelling ecosystem services. In M. Potschin, R. Haines-Young, R. Fish, & R. K. Turner (Eds.), *Routledge handbook of ecosystem services* (pp. 144-156). Abingdon: Routledge.
- Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., 2011. A European Assessment of the Provision of Ecosystem Services: Towards an Atlas of Ecosystem Services. Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi:10.2788/63557, p. 81.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M.L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P.H., Condé, S., Schägner, J.P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J.I., Pereira, H.M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, J.E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D., Bidoglio, G., 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments Under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 57 p
- Müller, F., Burkhard B., 2012. The indicator side of ecosystem services. *Ecosystem Services* 1, 26-30.
- Potschin, M., Haines-Young, R., 2016. Defining and measuring ecosystem services. In: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, Taylor & Francis Group, London; New York, p. 2016.
- Syrbe, R.-U., Walz U., 2012. Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecological Indicators* 21, 80–88.
- Vandewalle, M., Sykes, M.T., Harrison, P.A., Luck, G.W., Berry, P., Bugter, R., Dawson, T.P., Feld, C.K., Harrington, R., Haslett, J.R., Hering, D., Jones, K.B., Jongamn, R., Lavorel, S., 2009. Review paper on concepts of dynamic ecosystems and their services. The Rubicode Project Rationalising Biodiversity Conservation in Dynamic Ecosystems. [http://www.rubicode.net/rubicode/RUBICODE\\_Review\\_on\\_Ecosystem\\_Services.pdf](http://www.rubicode.net/rubicode/RUBICODE_Review_on_Ecosystem_Services.pdf) (Date: 17.10.2013).

Wiggering, H., Müller, F. (Eds.), 2004. Umweltziele und Indikatoren. Springer, Berlin/Heidelberg/New York, p. 670.

## 4. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE VASTASTIKUSED SEOSSED JA MÕJUD

See peatükk käsitleb kolme olulist ökosüsteemiteenuste vahelist seost: sünergiad, kompromissid (*trade-offs*) ja ökosüsteemiteenuste rühmad (*bundles*). Nende kolme seose rõhutamisel mõõname, et kuigi mõned ökosüsteemide omadused võivad olla inimese sekkumisele ja kontrollile vastuvõtlikumad, siis teised seda ei ole - selle erisuse mõistmine on oluline, kui soovime mõjutada ökosüsteemiteenuseid inimeste heaolu maksimeerimiseks (MA, 2005). Ökosüsteemiteenuste vahelised seosed ja mõjud ilmnevad, kui mitu ökosüsteemiteenust vastavad samale liikumapanevale jõule (ptk 2) või kui teenuste omavahelised mõjud põhjustavad neis muutusi (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010).

### 4.1 Ökosüsteemiteenuste vahelised kompromissid ja sünergiad

Ökosüsteemid pakuvad erinevaid ökosüsteemiteenuseid, mis üksteist mõjutavad. Otsuste tegemisel tuleb pöörata tähelepanu kõigile asjakohastele teenustele ja nende vastastikustele seostele, kuna mitme nõutud ökosüsteemiteenuse samaaegne tagamine ei pruugi olla võimalik või võivad ilmnedagi piirangud või konfliktid. Loodusressursside kasutamist puudutavate otsuste langetamisel tuleb sageli arvestada kompromisside või vahetuskaubaga, kuid samas saab ära kasutada teatud teenuste vahelist sünergiat (MA, 2005).

Termin "*trade-off*" (kompromiss, vahetuskaup) pärineb majandusanalüüsist, kus see kirjeldab ühe väärtuse saamist teise kaotamise arvelt. Seda kasutatakse ka laiemalt olukordade puhul, kus tuleb teha valik kahe või mitme asja vahel, mida pole võimalik samaaegselt saada (Martín-López *et al.*, 2014).

Sünergia on olukord, kus ühe teenuse kasutamine suurendab ka teise teenuse pakkumist, ja kompromissi või vahetuskaubaga on tegu juhul, kui ühe teenuse kasutamine vähendab teisest teenusest saadavat kasu, kas praegu või tulevikus (after Bennett *et al.*, 2009; Lavorel *et al.*, 2011). ÖST sünergiad ja kompromissid on põhjuslikult seotud (nt vastavad samale liikumapanevale jõule või on funktsioonidega seotud vastasmõjud), kuid need ei pruugi ilmnedagi samas asukohas (nt maakasutuse muutus ülemjooksul vs üleujutusohut alamjooksul).

ÖST kompromissid ja sünergiad ilmnevad ainult juhul, kui ökosüsteemiteenused on omavahel seotud. Põhjuseks võib olla sõltuvus samast liikumapanevatest jõust või ökosüsteemiteenuste vaheline füüsikaline seos (nt loomasööt/biomass) (Bennett *et al.*, 2009). Liikumapanevateks jõududeks võivad olla ÖST kasutus, ökoloogilised muutused, hooldusrežiim, investeeringuvalikud jne.

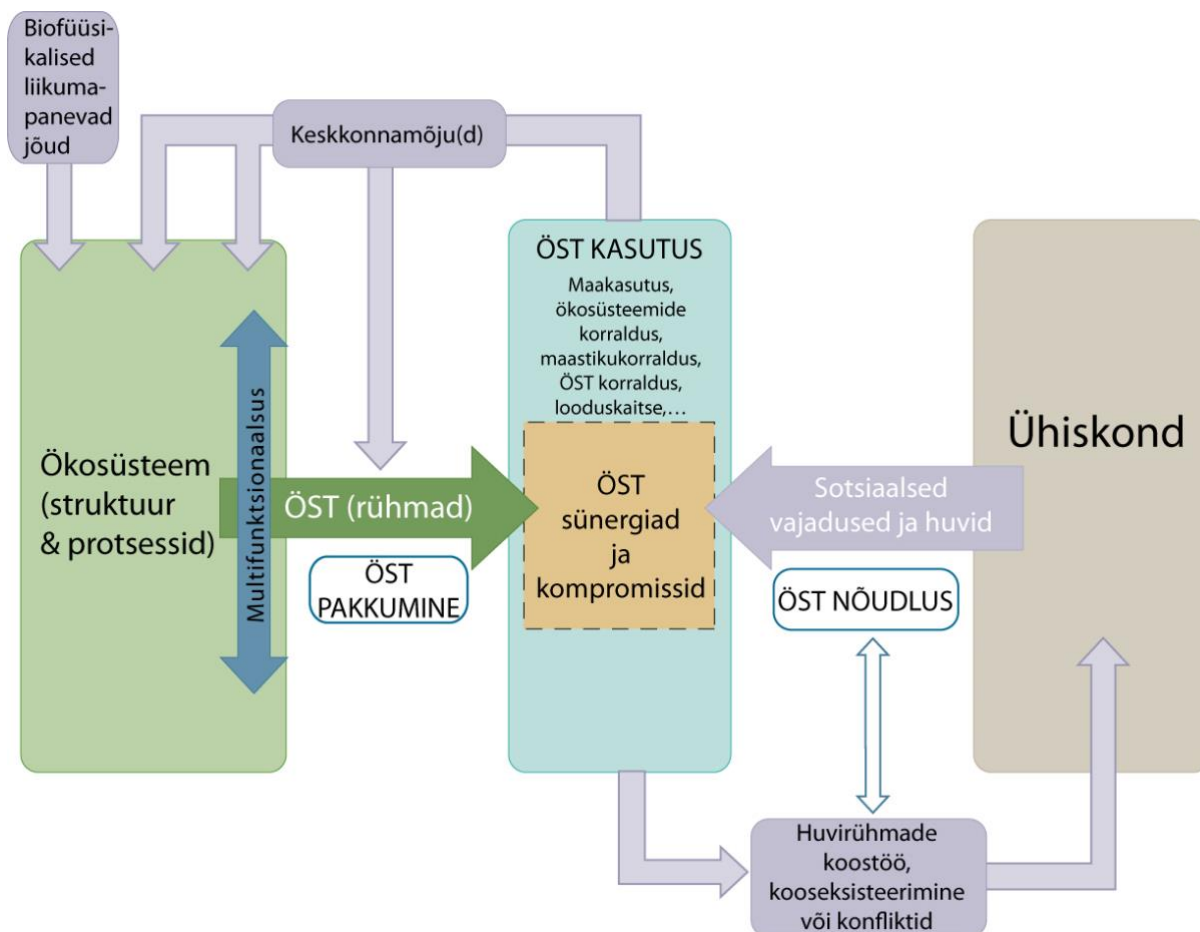
Paljusid kompromisse saab mõjutada tehnoloogia või ÖST kättesaadavuse reguleerimisega. Näiteks esineb vastuolu põllumajandusliku tootmise ja liigirikkuse vahel, kuid parem tehnoloogia võimaldab suurendada põllumajandustoodangut ja samal ajal muuta meie farmid mitmekesisemaks.

Ökosüsteemiteenuste kontekstis kasutatakse kompromissi või vahetuskauba (*trade-off*) mõistet selliste olukordade kirjeldamiseks nagu näiteks konfliktid maakasutusviisid, negatiivne seos ökosüsteemiteenuste ruumilise esinemise puhul, ÖST vahelised vastuolud, konkurents ja vastastikune välistamine. Vastandtermin „sünergiad“ kirjeldab olukordi, kus ühe ÖST kasutamine suurendab teisest teenusest saadavat kasu. Teiste sõnadega, sünergia esineb juhul, kui ökosüsteemiteenused mõjutavad üksteist multiplikatiivselt või



eksponentsiaalselt. Sünergiatel võib olla positiivne või negatiivne mõju. Sünergeetilised vastasmõjud on väljakutseks ökosüsteemiteenuste haldamisele, kuna nende mõjude tugevus ja suund ei ole tegelikult teada (Sala *et al.*, 2000). Samas pakuvad sünergiad võimalusi teatud ökosüsteemiteenuste paremaks haldamiseks. Näiteks kui ühiskond otsustab suurendada mingi ökosüsteemiteenuse pakkumist, mis on sünergeetilises seoses teise ökosüsteemiteenusega, võib kogu saadav kasu olla palju suurem kui üksiku ökosüsteemiteenuse puhul. Vahetuskauba või kompromissiga on tegu juhul, kui ühe ökosüsteemiteenuse kasutamise suurenemise tagajärjel väheneb teise ökosüsteemiteenuse pakkumine. Paljudel juhtudel on kompromissid vältimatud ja kriitilised keskkonnaotsuste tagajärgede määramisel (joonis 4.1). Mõnikord on vahetuskaup valiku tagajärg, kuid tihti ilmnevad need ettekuulmata ja teadmata, et selline asi võib juhtuda. Sellist ettekuulmata vahetuskaupa tuleb ette, kui ignoreeritakse ökosüsteemiteenuste vahelisi seoseid ja mõjusid või kui teadmised nende kohta on ebaõiged või puudulikud. Et inimühiskond muudab ökosüsteeme, suurendamaks teatud ökosüsteemiteenuste pakkumist, kasvatame kahtlemata mõningaid teenuseid teiste kahanemise hinnaga.

Kõige lihtsamad meetodid ÖST vaheliste positiivsete ja/või negatiivsete seoste kindlakstegemiseks on kaartide visuaalne võrdlemine ruumiliste seoste väljaselgitamiseks (Anderson *et al.*, 2009), *trade-off* kõverad trendide avastamiseks (White *et al.*, 2012) või tähtdiagrammid ühe ÖST rühma teenuste suhtelise pakkumise võrdlemiseks (Foley *et al.*, 2005; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010), kuid ükski neist graafilistest meetoditest ei võimalda kvantifitseerida seose tugevust. Populaarseim kvantitatiivne meetod pidevate kvantitatiivsete indikaatorite vaheliste seoste hindamiseks on paariskorrelatsioonikordajad. Kahe kategoorilise indikaatori puhul võib korrelatsioonianalüüsi asendada kahemõõtmelise sagedustabeli alusel teostava hii-ruut testiga. Siiski on enam kui kahe ökosüsteemiteenuse puhul paremaks alternatiiviks mitmemõõtmelised analüüsid, mis on paindlikud indikaatori iseloomu (kvantitatiivne või kvalitatiivne) suhtes: peakomponentanalüüs (*Principal Component Analysis - PCA*), kui kõik ÖST indikaatorid on kvantitatiivsed, mitmene korrespondentsanalüüs (*Multiple Correspondences Analysis - MCA*), kui kõik ÖST indikaatorid on kvalitatiivsed (nominaalsed või binaarsed), ning faktoranalüüs segandmete jaoks (*Factorial Analysis for Mixed Data - FAMD*), mis kombineerib kvantitatiivsete muutujate peakomponentanalüüsi ja kvalitatiivsete näitajate mitmese korrespondentsanalüüsi, võimaldades samaaegselt analüüsida kvantitatiivseid ja kvalitatiivseid indikaatoreid. ÖST vahelisi seoseid saab avastada ka kahe ÖST indikaatori vahelise regressioonanalüüsi abil. (Bennett *et al.*, 2009).



**Joonis 4.1.** Trade-off mehhanismi ja seonduvate kontseptsioonide analüütiliste seoste visualiseering (Allikas: OpenNESS projekti sünteesdokument)

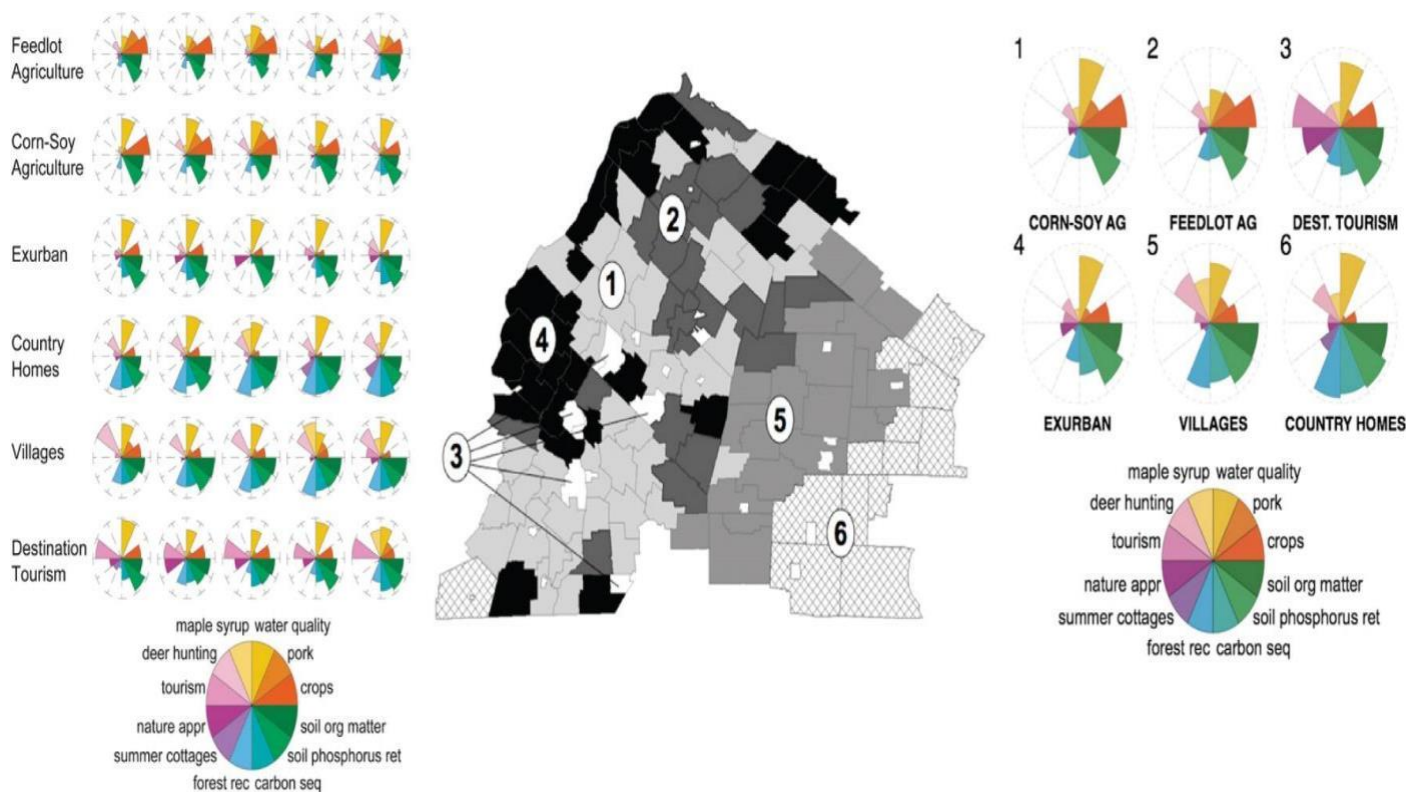
#### 4.2 Ökosüsteemiteenuste vahelised seosed ÖST rühmades (*bundles*)

Üks viis kompromisside (*trade-offs*) hindamiseks on analüüsida ökosüsteemiteenuste vastastikuseid seoseid ajas ja ruumis, mida tehes võib näha, et ökosüsteemiteenused esinevad rühmade või kimpudena (*bundles*). ÖST rühmad moodustuvad ühes kohas esinevatest ökosüsteemiteenustest. Mõned autorid laiendavad seda definitsiooni: Raudsepp-Hearne *et al.* (2010) määratleb ÖST rühmad kui “ökosüsteemiteenuste kogumid, mis esinevad ajas ja ruumis korduvalt koos“. OpenNESS projekti sünteesdokumendi järgi moodustuvad ÖST rühmad omavahel seotud ökosüsteemiteenustest, mis on seotud konkreetse ökosüsteemiga ja esinevad korduvalt samal ajal ja/või samas kohas. ÖST rühmade analüüs võimaldab välja selgitada alad, kus maakasutuse tulemusena on tekkinud erakordselt soovitatavad või ebasoovitavad ökosüsteemiteenuste komplektid.

Põhiline meetod ÖST rühmade hindamiseks on klasteranalüüs, mis määratleb objektiivselt omavahel oluliselt seotud ökosüsteemiteenuste rühmad. Ökosüsteemiteenuste vahelisi seoseid ja nende grupeerumist rühmadeks saab analüüsida nii ruumilise analüüsiga, mille puhul ÖST pakkumise potentsiaali kattuvused määratletakse maastikus või haldusüksuse tasandil, kui ka ÖST hinnangute maatriksi analüüsiga. Erinevad klasteranalüüsid võivad anda tulemuseks erinevad klastrid, sõltuvalt klasterdamise algoritmist. Hierarhilist klasteranalüüsi on

tulemuslikult kasutatud ÖST rühmade määratlemiseks, kasutades vahekaugust (sarnasust) majanduslike väärtuste või sotsiaalsete eelistuste vahel (Martin-Lopez *et al.*, 2012).

Alternatiivina võib kasutada k-keskmiste klasterdamist, mille puhul grupeeritakse ökosüsteemiteenused eelnevalt kindlaksmääratud arvuks rühmadeks grupisese varieeruvuse minimeerimise teel. Seejärel võib teostada täiendavaid analüüse, et saada dünaamilisemat pilti ÖST rühmadest, hinnates nende kordumist ruumis ja ajas. Seda saab teha, võrreldes erinevate ruumiüksuste korrelatsioonikordajaid või mitmemõõtmeliste või kattuvusanalüüside tulemusi, et kontrollida saadud rühmade ruumilist ühtsust. Statistilise analüüsi tulemused võib esitada kaartidena, mida saab kasutada alusinfona tulevikustsenaariumide koostamisel (joonis 4.2).



**Joonis 4.2.** Ökosüsteemiteenuste rühmade tüübid esindavad iga klastri ökosüsteemiteenuste keskmisi väärtusi. Andmete põhjal eristatud klastrid paiknesid klastritena ka ruumis ja iga ÖST rühma tüüp asetub kaardil eristuva sotsiaal-ökoloogilise dünaamikaga alale, mis peegeldub ÖST rühmade nimetustes. (Allikas: Raudsepp-Hearne, *et al.*, 2010.)

### Täiendavat lugemist:

- Assessment, M. E., 2005. Millennium ecosystem assessment. *Ecosystems and human wellbeing: a framework for assessment* Washington, DC: Island Press.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., Gordon, L. J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology letters*, 12(12), 1394-1404.
- Kelemen, E., García-Llorente, M., Pataki, G., Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., 2014. Non-monetary techniques for the valuation of ecosystem service. *OpenNESS Reference Book. EC FP7 Grant Agreement*, (308428).
- Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., Del Amo, D. G., . González, J. A., 2012. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS one*, 7(6), e38970.

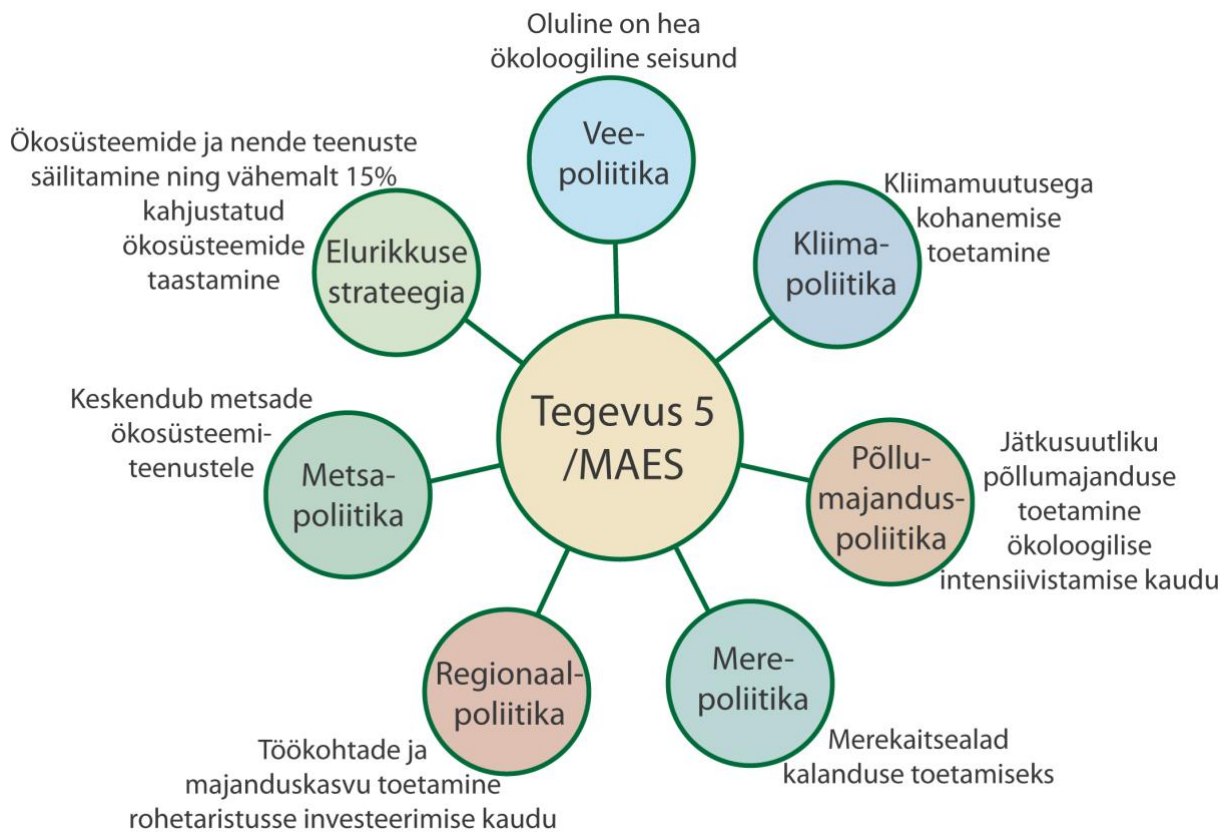
Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., Bennett, E. M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(11), 5242-5247.

## 5. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE KONTSEPTSIOON POLIITIKAS JA MAAKASUTUSE KORRALDAMISEL

Tänapäeval tunnustatakse ökosüsteemiteenuseid kui poliitika ja otsustusprotsesside jaoks olulist kontseptsiooni, kuna see käsitleb terviklikult looduse ja inimeste vahelisi suhteid ning võimaldab adresseerida keskkonna- ja sotsiaal-majanduslike eesmärkide konflikte ja sünergiaid. Kõigepealt mõistsid poliitikud, et ökosüsteemiteenused ehk looduspõhised lahendused (nt märgalade kasutamine vee puhastamiseks või üleujutuse ärahoidmiseks) võivad olla palju kulutõhusamad kui sama otstarbega tehnilised rajatised (Maes *et al.*, 2012). Lisaks võimaldab ökosüsteemiteenuste kontseptsioon *trade-off* analüüside abil võrrelda konkureerivaid maakasutusviise ning aitab langetada planeeringu- ja arenguotsuseid sektorite, skaalade ja halduspiiride üleselt (Fürst *et al.* 2017).

### 5.1. Ökosüsteemiteenuste kontseptsiooni panus erinevatesse poliitikavaldkondadesse

Poliitikute huvi ökosüsteemiteenuste vastu tekkis, kui selgus, et globaalset eesmärki peatada elurikkuse kadu 2010. aastaks ei suudetud täita. Seetõttu rakendatigi ökosüsteemiteenuste kontseptsiooni esmalt looduskaitsepoliitika tugevdamiseks elurikkuse konventsiooni ja ELi elurikkuse strateegia 2020 raames. Nagu rõhutab Euroopa Komisjon, ei ole ELi elurikkuse strateegia 5. tegevusega nõutud ökosüsteemiteenuste kaardistamine ja hindamine siiski oluline üksnes elurikkuse eesmärkide saavutamiseks, vaid on tihedalt seotud ka muude poliitikavaldkondadega, nagu näiteks vee-, mere-, kliima-, põllumajandus-, metsandus- ja regionaalpoliitika (Maes *et al.*, 2014; Burkhard & Maes (Toim.), 2017) (Joonis 5.1). Ökosüsteemiteenuste kaardistamise ja hindamise tulemused võivad toetada loodusvarade jätkusuutlikku kasutamist, looduspõhiste lahenduste väljatöötamist, ruumilist planeerimist ja ka keskkonnaharidust.



**Joonis 5.1.** ELi elurikkuse strateegia 2020 tegevuse 5 tulemuste rakendamine erinevates poliitikavaldkondades (Allikas: Maes *et al.*, 2014)

### 5.1.1. Looduskaitse- ja elurikkuse poliitika

Ökosüsteemiteenused toodi rahvusvahelisse elurikkuse kaitse poliitikasse esmakordselt 2010. aastal bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni osaliste kümnendal konverentsil, kus võeti vastu globaalne elurikkuse strateegiline kava perioodiks 2011-2020. Kava sisaldab nn“Aichi sihte”<sup>9</sup>, mis lisaks traditsioonilistele looduskaitse-põhiste elurikkuse sihtidele hõlmavad ka eesmärki edendada hüvesid, mida inimesed saavad looduse mitmekesisusest ja ökosüsteemiteenustest. Seejärel võeti 2011. a vastu ELi elurikkuse strateegia aastani 2020, mis seab eesmärgiks ökosüsteemide ning nende teenuste säilitamise ja taastamise. Ökosüsteemiteenuste kaardistamine ja hindamine on üks strateegia kahekümnest tegevusest, mida peavad rakendama kõik ELi liikmesriigid. EL toetab selle poliitika elluviimist ELi teadusuuringute raamprogrammi (Horisont 2020) ja ka teiste rahastusinstrumentide kaudu, nt keskkonnanahastusprogramm LIFE+.

Ökosüsteemide ja nende teenuste kaardistamise ja hindamise protsess (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services - MAES*) suurendab teadmisi ökosüsteemide ja nendega seotud teenuste kohta ning aitab ka kavandada meetmeid ökosüsteemide taastamiseks ja hooldamiseks. Ökosüsteemiteenuste kaardistamise tulemusi saab rakendada näiteks kaitsealade või rohevõrgustiku hindamisel ja planeerimisel. Lisaks näitavad ÖST

<sup>9</sup> <https://www.cbd.int/sp/targets/>

kaardistamise ja hindamise tulemused ökosüsteemide ja elurikkuse panust inimese heaolusse, mis aitab põhjendada looduskaitsemeetmete olulisust ühiskonnale.

### 5.1.2. Keskkonnapoliitika

Ökosüsteemiteenuste kaardistamise ja hindamise tulemused võivad panustada ka keskkonnapoliitikasse seoses inimtegevusest tulenevate riskide ja mõju hindamisega ökosüsteemidele või inimeste tervisele ning ka seoses erinevate leevendus- või juhtimismeetmete kavandamisega.

Eelkõige on ökosüsteemiteenused otseselt seotud järgmiste keskkonnapoliitika valdkondadega (Maes et al, 2014):

- **Veepoliitika:** ELi veeressursside haldamisega seotud seadusandluse (nt veepoliitika raamdirektiiv, põhjavee direktiiv) rakendamine nõuab põhjalikku teavet veeressursside kvaliteedi ja kvantiteedi kohta. ÖST kaardistamise ja hindamise protsess täiendab olemasolevat informatsiooni ja aitab tõhustada kaitset ja haldamist. Näiteks annab toitainete säilitamise ja magevee keemilise seisundi säilitamise ÖST kaardistamine otsese sisendi veemajanduskavadesse. Lisaks aitab ÖST kaardistamise ja hindamise protsess seda teavet integreerida ökosüsteemide seisundi laiemasse hindamisse.
- **Kliimapoliitika:** Ökosüsteemidel on oluline roll süsiniku sidumisel ja sellest tulenevalt kliimamuutuse leevendamisel ja selle mõjuga kohanemisel. Seetõttu on hiljutises kliimamuutusega kohanemise poliitika kommunikatsioonis märkimisväärne rõhk looduspõhistel lahendustel. Mitmed reguleerivad ökosüsteemiteenused (nt kliimaregulatsioon, veeringe ja veevoolu säilitamine, erosioonikontroll) on olulised kliimamuutuse leevendamise ja sellega kohanemise meetmete kavandamisel, sh äärmuslike ilmastikuoludega seotud katastroofiriskide vähendamine, üleujutuste ärahoidmine ja ka linnade rohetaristu jahutusvõime. Samal ajal saab kliimamuutuse mõju hinnata kõigile ÖST kategooriatele.
- **Merepoliitika:** mere- ja rannikuökosüsteemid panustavad inimeste heaolusse mitmel moel, sh toit, töökohad, julgeolek ja ka elukvaliteet ja rekreatsioonivõimalused. ELi peamine instrument mereökosüsteemi kaitseks on merestrateegia raamdirektiiv (MSRD), mis seab eesmärgiks kõigi Euroopa merede hea keskkonnaseisundi (HKS) saavutamise aastaks 2020. See nõuab liikmesriikidelt mereala seisundi hindamist ja ökosüsteemipõhise lähenemise rakendamist inimtegevuse korraldamisel, tagamaks, et inimtegevuse surve merekeskkonnale ei ohustaks hea keskkonnaseisundi saavutamist ja merest saadavate kaupade ja teenuste kasutamine oleks jätkusuutlik. Seega on MSRD mereökosüsteemi seisundi hindamiseks kogutavad andmed kooskõlas ÖST kaardistamise ja hindamise protsessiga ja vastupidi – ÖST andmed panustavad survetegurite mõjude hindamisse ja meetmekava rakendamisse hea keskkonnaseisundi saavutamiseks.
- **Reostuskontroll:** Saasteainete leviku tõkestamise meetmed võivad põhineda elustiku või ökosüsteemi puhverduvusvõime (nt bioloogiline puhastusvõime, filtreerimine, sidumine, salvestamine ja akumulatsioon) ja ka voogude reguleerimise võime (sh veevoolu säilitamine ja õhuventilatsioon) kaardistamisel.

### 5.1.3. Põllumajandus ja maaelu arengu poliitika



Põllumajandus ja maaelu areng, sh rohumaa kasutuse planeerimine, on samuti valdkond, kus on palju võimalusi ÖST kontseptsiooni rakendamiseks. Põllumajandusmaa kui tugevasti majandatud ökosüsteem on otseselt seotud ökosüsteemiteenuste tootmisega (nt põllukultuurid inimtoiduks; biomass loomasöödaks, väetiseks või energiatootmiseks; rekreatsioonipotentsiaal ja esteetiline väärtus jne), kuid samal ajal sõltub ökosüsteemiteenuste pakkumisest (nt tolmeldamine, kahjurite ja haiguste kontroll, mullaviljakuse säilitamine) ning avaldab sellele otsest mõju (nt elupaikade säilimine, magevee keemiline seisund, globaalne kliimaregulatsioon jne) (Burkhard & Maes (Toim.), 2017). Nende teenuste pakkumine sõltub otseselt majandamisviisist. Arvatakse, et madala sisendiga (ekstensivsete) põllumajandussüsteemide puhul on sõltuvus ökosüsteemiteenuste pakkumisest suurem ja mõju väiksem võrreldes tavapärasest kõrge sisendiga (intensiivse) põllumajandusega. ÖST pakkumine, mõju ja sõltuvus ökosüsteemiteenustest varieerub ka eri tasanditel – näiteks varustusteenused seonduvad enim talu tasandiga, samal ajal kui elupaikade säilimine, rekreatsioonipotentsiaal ja esteetiline väärtus, veekvaliteet ja kliimaregulatsioon on asjakohasemad maastiku või piirkonna tasandil. Seetõttu on ökosüsteemiteenuste voogude (ÖST tegelik kasutus) ja nende mitmetasandilisuse mõistmine oluline maapiirkondade ja nendega seotud ökosüsteemiteenuste tõhusaks haldamiseks. Thus understanding of ecosystem service flows and their multi-level aspects are crucial for effective management of rural areas and related ecosystem service supply.

Põllumajandusega seotud ökosüsteemiteenuste kaardistamine ja hindamine aitab:

- Visualiseerida, millistel tasanditel erinevate teenused toimivad;
- Hinnata ÖST pakkumist ja nõudlust ruumis ning tuua välja seosed/sõltuvused;
- Visualiseerida põllumajanduspraktika positiivsed ja negatiivsed mõjud;
- Kavandada meetmeid ÖST pakkumise tagamiseks või parandamiseks.

ÖST kaardistamise ja hindamise tulemused võivad panustada ka maaelu poliitika eesmärkidesse ja nendega seotud meetmetesse ÖST pakkumise parandamiseks (nt vastavad toetuskeemid). Näiteks on ÖST taastamine ja säilitamine juba ELi ühise põllumajanduspoliitika maaelu arengu samba üks prioriteete.

#### 5.1.4. Metsanduspoliitika

Metsaökosüsteemid on maastiku ja elurikkuse oluline element ja annavad ka märkimisväärse panuse inimeste heolusse. Kui varem keskendus metsamajandus peamiselt puidutootmisele, siis 21. sajandi uutest väljakutsetest ajendatuna on nüüd võetud suund multifunktsionaalsusele, sh erinevate kaupade ja teenuste tagamisele, nagu näiteks kliimaregulatsioonerosioonikontroll ja veeregulatsioon (Luque *et al.* 2017). Euroopa Komisjoni poolt septembris 2013 avalikustatud ELi uus metsastrateegia<sup>10</sup> pakub välja uue raamistiku, milles metsade ja elurikkuse kaitse ning metsaökosüsteemiteenuste jätkusuutlik kasutamine ja tagamine on adresseeritud. Strateegia toetab sidusat ja terviklikku lähenemist metsamajanduses, sh: i) erinevad metsast saadavad hüved ja teenused; ii) sisemised ja välised metsapoliitika küsimused ja iii) täielik metsa väärtusahel. Metsaökosüsteemiteenuste

---

<sup>10</sup>[http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:21b27c38-21fb-11e3-8d1c-01aa75ed71a1.0022.01/DOC\\_1&format=PDF](http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:21b27c38-21fb-11e3-8d1c-01aa75ed71a1.0022.01/DOC_1&format=PDF)

kaardistamine ja hindamine annab tervikliku ja süstemaatilise ülevaate metsaökosüsteemidest ja erinevate survetegurite mõjust (Maes *at al.* 2014).

### 5.1.5. Regionaalpoliitika ja ruumiline planeerimine

ÖST pakkumise ja nõudluse hindamine ja ÖST tarne optimeerimine (nt rohetaristu või rohevõrgustiku kavandamise ja loomise kaudu) võib oluliselt panustada piirkonna või linna arengusse, toetada tulevikuinvesteeringuid puudutavate otsuste langetamist, edendada töökohti ja majanduse arengut. Lisaks pakub ÖST hindamise ja kaardistamise tulemuste kasutamine ruumilises planeerimises rohkem võimalusi keskkonnakaalutluste arvessevõtmiseks maakasutuse muutmisel või korraldamisel (nt rakendades ÖST kontseptsiooni strateegilisel mõju hindamisel). ÖST kaardistamine ja hindamine on planeerimise ja otsustusprotsesside toena (riiklikust kohaliku tasandini) kasutusel juba mitmes ELi riigis. Näiteks Soomes on paljudes piirkondlikes ja kohalikes arengukavades ja planeeringutes seatud eesmärgiks laiendada, taastada või luua ökosüsteeme ja nendega seotud teenuseid. ÖST kaardistamine on sisse viidud ka Euroopa merealade ruumilisse planeerimisse (nt Lätis ja Rootsis), hindamaks kasutuspotentsiaali ja ka võimalikku mõju mereökosüsteemile.

Ökosüsteemiteenuste kontseptsiooni saab rakendada ka maastikuplaneerimises, mille eesmärk on maastike ja nendega seotud teenuste laiendamine, taastamine või loomine. Selle näiteks on Saksamaa maastikuplaneerimine, mis hõlmab maastiku praeguse olukorra (sh maastiku funktsioonide ja inimeste vajaduste rahuldamise võime) analüüsi.

Ökosüsteemiteenuste kaardistamise ja hindamise panuse ruumilisse planeerimisse võib kokku võtta järgnevalt (Albert *et al.*, 2017): See võimaldab

- välja selgitada ökosüsteemiteenuste koondumisalad ehk nn “kuumad punktid” (*‘hotspot’ areas*), mille ökosüsteemiteenuste pakkumise potentsiaal ja/või tundlikkus planeeringulahendusest tulenevate mõjude suhtes on kõrge ning mis seetõttu võivad vajada meetmeid nende säilimiseks või taastamiseks;
- hinnata planeeringulahenduste mõju ökosüsteemidele ja nende pakutavatele teenustele (strateegilise mõju hindamise käigus);
- visualiseerida erinevate maakasutuse alternatiivide mõju ökosüsteemiteenuste pakkumisele (kompromisside ehk vahetuskauba (*trade-off*) visualiseerimine);
- leida ebakõlasid ökosüsteemiteenuste pakkumise ja nõudluse asukohtade vahel (võrreldes ökosüsteemiteenuste kaarte inimeste väärtushinnangute ja ökosüsteemiteenuste tegeliku kasutusega);
- kaasata huvirühmi ja otsustajaid planeerimisprotsessi ning selgitada neile planeeringuettepanekute positiivseid ja negatiivseid külgi;
- edendada kodanike osalemist planeerimis- ja otsustusprotsessides kohalike inimeste teadmiste ja arusaamade kogumise kaudu ning teabevahetust ökosüsteemidest ja nende teenustest.

Siiski tuleb meeles pidada, et edukaks ökosüsteemiteenuste kaardistamise ja hindamise integreerimiseks ruumilisse planeerimisse tuleb arvesse võtta etteantud aja- ja rahalisi piiranguid ning ka kasutajate ja otsustajate vajadusi ja huve. Ökosüsteemiteenuste kaardistamise detailsusaste, kasutatavad meetodid ja indikaatorid sõltuvad planeeringu

eesmärgist ja konkreetse planeerimisinstrumendi seadusjärgsetest nõuetest. Otsustajaid ja avalikkust tuleb informeerida ka hindamistulemuste määramatusest.

## 5.2. Vahendid ja meetodid ÖST rakendamiseks otsustusprotsessides

### 5.2.1. Trendianalüüs ja looduskapitali arvestus

Trendianalüüsi kasutatakse tavaliselt poliitilistes protsessides nii poliitikaeesmärkide (sihtide) seadmiseks kui ka poliitikate elluviimise ja mõjude seiramiseks. Trendianalüüsi rakendamine ökosüsteemide erinevate komponentide ja nendega seotud teenuste puhul võib aidata mõista mineviku- ja praeguseid arenguid ning ka ökosüsteemide võimalikku tulevikku. Seega võimaldab trendianalüüs paremini koostada ja kirjeldada ökosüsteemide arengu tulevikustsenaariume (Guerra et al 2017).

Nagu eelpool kirjeldatud, võivad ÖST hindamistulemused ja trendianalüüs anda olulist informatsiooni ELi poliitikate rakendamiseks nt looduskaitse, kliimamuutuse, veemajanduse või merekaitse valdkondades ja ka ÖST kasutamisel põhinevate valdkondade (nt põllumajandus, metsandus, kalandus jne) mõju hindamiseks. Selleks on aga vaja ÖST hindamistulemuste võrreldavaid aegridasid, mida enamikel riikidel hetkel ei ole.

Edendamaks ÖST andmete regulaarset kogumist, püstitab ELi elurikkuse strateegia 5. tegevus ülesande hinnata ÖST majanduslikku väärtust ning integreerida need väärtused ELi ja liikmesriikide arvepidamis- ja aruandlussüsteemidesse. Seetõttu on ÖST kaardistamise ja hindamise (MAES) protsessi raames välja töötatud looduskapitali arvepidamise (*Natural Capital Accounting - NCA*) meetodiline raamistik. See sisaldab samm-sammult lähenemist, mis algab biofüüsikalise aluse rajamisest järgnevatele hindamise sammudele. Sellise biofüüsikalise aluse jaoks on vaja selgelt kategoriseeritud ja struktureeritud ruumilisi sisendandmeid (Maes et al. 2014). ÜRO Statistikaosakond (*The United Nations Statistical Division - UNSD*) on loonud keskkonnamajanduse arvepidamissüsteemi (*the System of Environmental-Economic Accounting - SEEA*), et koguda rahvusvaheliselt võrreldavaid statistilisi keskkonnaga seotud majandusandmeid ning luua selle kaudu alus ÖST arvepidamise süsteemile. Nüüdseks on mitmed ELi liikmesriigid alustanud oma looduskapitali arvepidamise väljatöötamisega.

### 5.2.2. Stsenaariumanalüüs

Stsenaariumi võib defineerida võimaliku tulevikuolukorra kirjeldusena, sh selle olukorrani viiva tee (sündmuste jada) kirjeldus. Stsenaariumide eesmärk ei ole tuleviku täielik kirjeldamine, vaid pigem võimaliku tuleviku kesksete elementide esiletõstmine ja tähelepanu juhtimine peamistele tulevikuarenguid mõjutavatele teguritele. Paljud stsenaariumianalüütikud rõhutavad, et stsenaariumid on hüpoteetilised konstruktsioonid, mis ei pruugi kirjeldada tegelikkust (Schoemaker, 1995). Siiski rakendatakse stsenaariume toetava

instrumendina poliitikate kujundamisel ja otsustusprotsessides (Schoemaker, 1995; Guerra *et al.* 2017):

- et luua teadmist olukorrast praegu ja tulevikus ning selgitada välja selle teadmise piirangud;
- et kasutada seda kommunikatsiooni eesmärgil, kuna stsenaariumide koostamine põhineb sageli erinevate vaadetega inimeste omavahelisel ideedevahetusel;
- et aidata otsustajaid poliitikaeesmärkide formuleerimisel;
- et uurida alternatiivsete arenguteede ja poliitiliste valikute tagajärgi;
- et kontrollida kavandatud otsuste ja juhtimistavade potentsiaalset tõhusust;
- et toetada adaptiivsete juhtimisstrateegiate väljatöötamist.

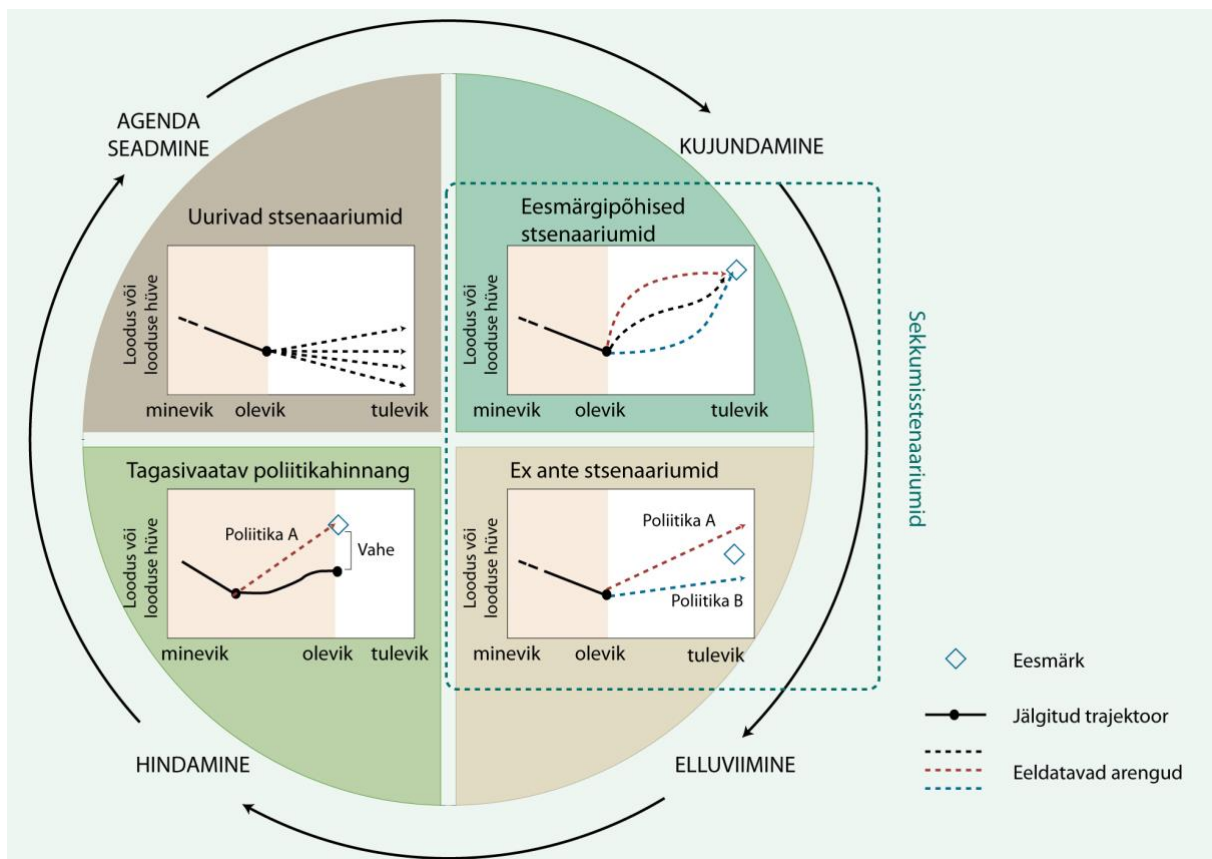
Stsenaariumanalüüsi on tulemuslikult kasutatud paljudes kohalikes uuringutes ja ka riiklikes, regionaalsetes ja globaalsetes hinnangutes, mille eesmärk on välja selgitada, kuidas erinevad maakasutus- või juhtimisviisid mõjutavad ökosüsteemiteenuste pakkumist. Näiteks ÖST pakkumise kompromisside (*trade-off*) hindamine erinevate majandamisalternatiivide puhul või ühte ÖST rühma (ehk sünergiasse) kuuluvate alade ja konfliktsete (*trade-off*) alade (kus huvid teatud ÖST vastu vajavad tasakaalustamist) ruumilise paiknemise analüüs.

Stsenaariumide koostamine ja analüüs jaguneb kolmeks põhietapiks (Guerra *et al.*, 2017):

- Esimene etapp: Ala või piirkonna põhisuundumuste määratlemine ja muutusi põhjustavate tegurite (liikumapanevate jõudude) analüüs. Selle etapi tulemuseks võib olla mitu võimalikku stsenaariumi.
- Teine etapp: Määratletud stsenaariumide kvalitatiivne või kvantitatiivne „tõlkimine“ peamisi liikumapanevaid jõude (nt majanduslik areng või demograafia) kirjeldavateks muutujateks. Neid muutujaid saab siis kasutada sisendina mudelites, mis seostavad need muutused keskkonna muutustega või mõjudega elurikkusele ja ökosüsteemiteenustele.
- Kolmas etapp: Mudelite tulemuste analüüs ja poliitiliste variantide sõnastamine, vältimaks ebasoovitavaid arenguid.

Sõltuvalt poliitilisest või otsustusprotsessi kontekstist võib eristada erinevat tüüpi stsenaariume (IPBES, 2016): **i) uurivad stsenaariumid** kujutavad erinevaid võimalikke tulevikuarenguid, põhinevad sageli süžeedel ja annavad vahendid juhuks, kui paljude liikumapanevate jõudude tulevikuarengud on prognoosimatud; **ii) sekkumisstsenaariumid** hindavad poliitika või juhtimise/majandamise alternatiive – analüüsides kokkulepitud eesmärkide saavutamise erinevaid teid (**eesmärgipõhised stsenaariumid**) või erinevaid poliitilisi alternatiive (**ex ante stsenaariumid**); **tagasivaatav poliitikahinnang (ex post hinnang)** võrdleb elluviidud poliitika tulemusi stsenaariumidega, mille puhul seatud eesmärgid oleks saavutatud.

IPBES elurikkuse ja ÖST stsenaariumide ning mudelite metodoloogiline hinnang (2016) näitab, kuidas eri tüüpi stsenaariume ja modelleerimist saab kasutada poliitilise tsükli põhietappides, sh agenda seadmisel, poliitika kujundamisel, elluviimisel ja tulemuslikkuse hindamisel (joonis 5.2).



**Joonis 5.2.** Eri tüüpi stsenaariumid ja nende rakendatavus poliitika kujundamisel ja elluviimisel. (Allikas: IPBES, 2016)

Näiteks võivad uurivad stsenaariumid olla abiks probleemi määratlemisel ja agenda seadmisel, samal ajal kui sekkumistsenaariume, mis hindavad alternatiivseid poliitika- või juhtimislahendusi, saab kasutada poliitika kujundamisel ja rakendamisel. IPBES hinnangu kohaselt kasutatakse uurivaid stsenaariume enamasti globaalsel, regionaalsel ja riiklikul tasandil ning sekkumistsenaariume peamiselt riikliku ja kohaliku tasandi otsustusprotsessides.

### 5.2.3. Mõju hindamine

Mõju hindamise eesmärk on kindlaks teha kavandatavate tegevuste tagajärjed, toetamaks otsuste tegemist. ÖST kaardistamise ja hindamise tulemusi saab kasutada erinevates mõju hindamise menetlustes (nt planeeringudokumentide strateegiline mõju hindamine või arendusprojektide keskkonnamõju hindamine), et võtta mõju hindamisel lisaks keskkonnakaalutlustele arvesse ka muid inimeste heaoluga seotud aspekte.

Ökosüsteemiteenuseid võib siduda mõju hindamise erinevate etappidega (Geneletti & Mandle, 2017), sh:

- **Hindamise ulatuse määramine ja baasanalüüs:** ÖST kaardistamise tulemusi saab kasutada analüüsitava tegevuse jaoks kõige olulisemate ökosüsteemiteenuste väljaselgitamiseks (st ökosüsteemiteenused, millest antud tegevus sõltub, ja ka need, mida see mõjutab). Selles etapis on ka vajalik mõista tegevuse mõjuala ning ökosüsteemiteenuste tekkimise ja kasutamise alade ruumilisi seoseid.

- **Konsultatsioonid:** ÖST kaardid aitavad fookuseerida huvirühmade arutelusid ja kaasamist, sh kaasav kaardistamine, mis annab infot selle kohta, kuidas erinevad kasusaajate rühmad tajuvad ja hindavad ökosüsteemiteenuseid. Konsultatsioonifaasi tulemusi saab kasutada alternatiivsete lahenduste väljatöötamisel, teatud tegevuste keelualade või eelisalade määratlemisel.
- **Alternatiivsete lahenduste mõjude hindamine:** ÖST pakkumise ruumiline analüüs võimaldab välja selgitada mõju konkreetsetele kasusaajatele ja analüüsida kompromisse (*trade-off*).
- **Leevendusmeetmete väljapakkumine:** ÖST kaardid võimaldavad leida tõhusamaid leevendusmeetmeid, tuues kokku keskkonna- ja sotsiaalsed aspektid.

#### 5.2.4. Integreeritud lähenemised ökosüsteemiteenuste rakendamiseks otsustusprotsessides

Tõenäoliselt on ÖST kontseptsiooni kõige väärtuslikum panus poliitikasse ja otsustusprotsessidesse seotud selle tervikliku arusaamaga inimeste ja looduse vahelistest seostest, mis võimaldab adresseerida võistlevate maa- ja ressursikasutusviiside vahelisi kompromisse ning ka looduskaitse ja sotsiaal-majanduslike huvide vahelisi konflikte. Seega saab ökosüsteemiteenuseid kasutada mitte ainult üksikus poliitika või planeeringu kontekstis, vaid ka konkureerivate planeeringu- või poliitikaeesmärkide võrdlemiseks ja parimate lahenduste leidmiseks kompromisside puhul. Selline terviklik lähenemine nõuab süsteemset mõtlemist ning sotsiaal-ökoloogiliste süsteemide keerukate seoste ja tagasisidemehhanismide mõistmist, et jõuda terviklike lahendusteni (Liu *et al.*, 2015).

Kontseptuaalne raamistik „Seose kontseptsioon“ (*‘Nexus thinking’*), mille pakkusid välja Fürst *et al.* (2017), näitab, kuidas ÖST kontseptsioonid ja praktikad võivad olla abiks tasakaalustatud tervikliku ressursikasutuse juhtimisel, võimaldades eri tasandite ja sektorite üle planeerimist. See käsitleb ka planeerimise ja poliitika olulist küsimust – kuidas määratleda mõistlikud süsteemipiirid, et kaasata asjaomased otsustajad, tagamaks ökosüsteemiprotsesside ja nende paljude ajaliste ja ruumiliste tasandite piisav arvessevõtmine. See seostub olemasolevate planeerimissüsteemide üldise probleemi või piiranguga – kavad ja poliitikad arvestavad enamasti administratiivsete piiridega, kuid ÖST pakkumine ja nõudlus on seotud biofüüsikaliste või sotsiaalsete aspektidega.

Kirjeldatud ÖST seose raamistik annab ühtse aluse ja vahendid poliitikate, ruumilise planeerimise ja maakasutuse seostamiseks (joonis 5.3)





**Joonis 5.3.** ÖST seos ehk seos erinevate poliitikavaldkondade, ruumilise planeerimise, maakasutuse ja ökosüsteemiteenuste vahel (Allikas: kohandatud Fürst *et al.*, 2017 põhjal).

Olemasolevad vahendid ÖST seose kontseptsiooni rakendamiseks poliitikavaldkondade, ruumilise planeerimise ja maakasutuse seostamiseks on järgnevad: i) poliitika mõju hindamine enne ELi eri valdkondade (nt põllumajandus, metsandus, kliima, keskkond jne) poliitikate heakskiitmist; ii) riiklike/kohalike kavade ja programmide strateegiline mõju hindamine (SMH); iii) arendusprojektide keskkonnamõju hindamine (KMH) ja iv) erinevad turumehhanismid (nt sertifitseerimine, ökomärgised). ÖST lähenemise rakendamist keskkonnamõju hindamise menetlustes kirjeldasime eespool. Turumehhanisme kasutatakse juhtimisvahenditena, et saavutada sidusust poliitiliste ja ühiskondlike eesmärkide ning maaomanike huvide vahel. Turumehhanismide abil saab edendada näiteks reguleerivaid või kultuuriteenuseid, kasutades neid lisaväärtusena toodete turundamisel. Turumehhanismid võivad ka tugevdada erinevate maakasutajate vahelist koostööd (Fürst *et al.* 2017).

Otsesed meetmed, mida võib kasutada ÖST pakkumisvõime mõjutamiseks poliitilisel tasandil, on rahastuskeemid, nagu näiteks otsesed või kaudsed ÜPP toetused, millega saab mõjutada maakasutuse intensiivsust või rohetaristu arendamist. Lisaks nõuavad õigusaktid (mis on kehtestatud nt loodusdirektiivi, veepoliitika raamdirektiivi või merestrateegia raamdirektiivi alusel) ELi elurikkuse ja ÖST eesmärkidega arvestamist ruumilises planeerimises. Ruumilises planeerimises täidetakse nede õigusaktide nõudeid, määrates prioriteetsed alad kas teatud ökosüsteemi funktsioonidele (nt kaitse üleujutuste eest) või maakasutustüüpidele. Paradigma muutus ruumilises planeerimises – määrata alasid teatud ökosüsteemiteenuste või ökosüsteemi sidususe tagamiseks – muudaks maakasutusmuustrite kujundamise ruumilises planeerimises terviklikumaks, mis parandaks ÖST potentsiaali ja



annaks poliitikutele, planeerijatele ja maahooldajatele ühtse aluse otsuste langetamiseks (Fürst *et al.* 2017).

### **Täiendavat lugemist:**

- Albert, C., Geneletti, D., Kopperoinen, L., 2017. Application of ecosystem services in spatial planning. In: Burkhard B, Maes J (eds.). Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Fürst, C., Luque, S., Geneletti, D. 2017. Nexus thinking – how ecosystem services can contribute to enhancing the cross-scale and cross-sectoral coherence between land use, spatial planning and policy-making, International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 13(1): 412-421
- Geneletti, D., Mandle L., 2017. Mapping of ecosystem services for impact assessment. In: Burkhard B, Maes J (eds.). Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Guerra, C., Alkemade, R., Maes, J., 2017. When to map? In: Burkhard B, Maes J (eds.). Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- IPBES, 2016. Summary for policymakers of the methodological assessment of scenarios and models of biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. et al. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 32 pages
- Liu et al., (2015). Systems integration for global sustainability. Science. 347 (6225):1258832.
- Luque S, Gonzalez-Redin J, Fürst C (2017) Mapping forest ecosystem services. In: Burkhard B, Maes J (eds.). Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., LaNotte, A., Zulian, G., Bouraoui, F., Paracchini, M.L., Braat, L., Bidoglio, G., 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. Ecosystem Services 1: 31–39.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Schoemaker, P. J., 1995. Scenario planning: a tool for strategic thinking. Sloan management review, 36(2), 25.

## 6. ÖST RAAMISTIKU RAKENDAMINE INTEGREERITUD PLANEERIMISES: LIFE VIVA GRASS TÖÖVAHEND ÜHE NÄITENA

### 6.1. Sissejuhatus integreeritud planeerimisse ja selleks väljatöötatud vahenditesse

Viimase kümnendi jooksul on loodud mitmeid töövahendeid ja raamistikke ökosüsteemiteenuste kontseptsiooni integreerimiseks planeerimisse (Brown et al., 2018). Enne kui süveneda seda tüüpi planeerimisvahendite ja eelkõige LIFE Viva Grass projektis väljatöötatud töövahendi üksikasjadesse, tuleb selgitada mõiste „integreeritud“ tähendust. Integreerimine võib tähendada erinevate distsipliinide ja lähenemiste kombineerimist ühe hindamise käigus (nt sotsiaal-majandusliku info arvessevõtmine ökosüsteemide ja nende teenuste hindamisel). Integreerimise all võib mõista ka mitme ÖST kaardistamise ja hindamise meetodi kombineerimist ühte töövahendisse (nt biofüüsikaliste, sotsiaalsete ja majanduslike kaardistamis- ja hindamismeetodite kombineerimine).

Ökosüsteemiteenuste kontseptsiooni kasutatakse järjest enam ruumilises, maastiku- ja keskkonnaplaneerimises. Kuigi see võib osutada väljakutseks riiklike planeerimissüsteemide jäikuse tõttu, on ökosüsteemiteenustega arvestamine mitmel moel kasulik. Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon on abiks huvirühmade kaasamisel planeeringuprotsessidesse ja neile teatud planeeringulahendustega kaasnevate avalike hüvede selgitamisel. Ökosüsteemiteenused võimaldavad visualiseerida erinevate (ja tihti vastanduvate) planeeringustenaariumide kõik positiivsed ja negatiivsed mõjud.

Paljude olemasolevate ruumilise, maastiku- ja keskkonnaplaneerimise raamistike puhul on ÖST kontseptsiooni integreerimine üsna keeruline. Sageli tuleb selleks luua spetsiaalsed tööriistad. Mitmed neist töövahenditest on paindlikud planeeringuala, analüüsitava ökosüsteemiteenuste ja kasutatavate andmete osas, kuid nõuavad alusandmete ja kaartide sisestamist kasutaja poolt (nt InVEST). Teised, mis keskenduvad teatud alale või planeeringuteemale, sisaldavad juba eeldefineeritud andmeid (nt *Nature Value Explorer*: <https://www.natuurwaardeverkenner.be/#/>).

Järgnevad alapeatükid annavad ülevaate LIFE Viva Grass projektis väljatöötatud integreeritud planeerimise töövahendi ülesehitusest, sisust ja funktsioonidest.

### 6.2. LIFE Viva Grass

2014. aastal alanud LIFE Viva Grass projekt ühendas teadlasi ja praktikuid Balti riikidest – Leedust, Lätist ja Eestist – eesmärgiga toetada rohumaade elurikkuse ja ökosüsteemiteenuste säilimist ökosüsteemipõhise planeerimise ning jätkusuutliku rohumaade majandamise edendamise kaudu. Projekti põhieesmärk oli välja töötada integreeritud planeerimise töövahend (Viva Grass töövahend), mis oleks ruumiandmete põhine abivahend maastiku- ja ruumiplaneerimise ning jätkusuutliku rohumaade majandamisega seotud otsuste langetamiseks.

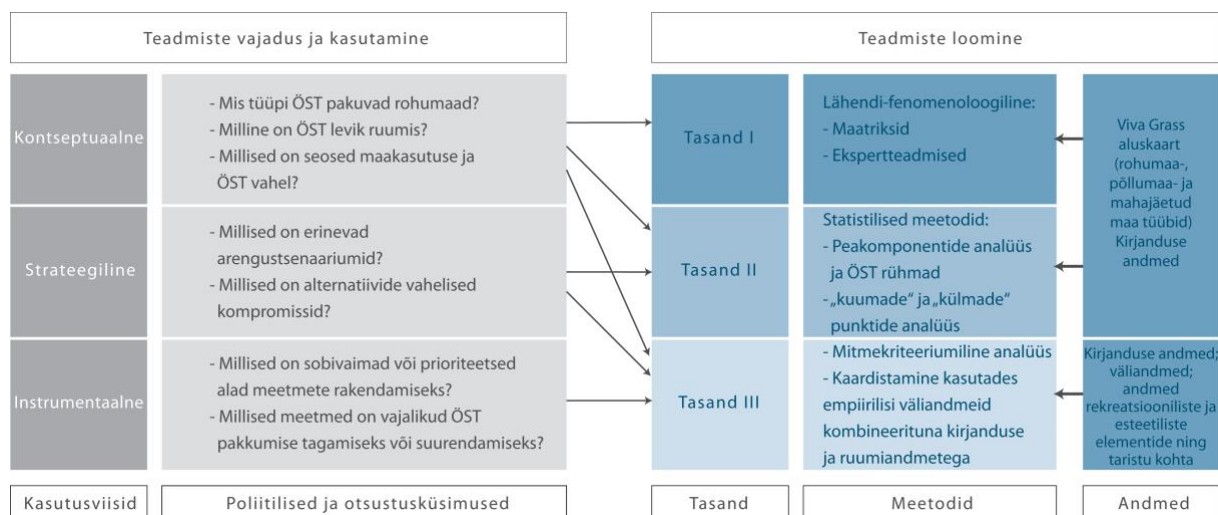
Viva Grass töövahend võimaldab integreerida rohumaade ökosüsteemiteenused planeerimis- ja otsustusprotsessidesse, seostades biofüüsikalised rohumaade andmed (nt maa boniteet, reljeef, maakasutus/elupaigatüübid) ökosüsteemiteenuste eksperthinnangutega ja ka sotsiaalmajandusliku kontekstiga. Töövahend asub online GIS keskkonnas ja võimaldab kasutajatel:

- hinnata rohumaade ökosüsteemiteenuste potentsiaali kasutaja valitud aladel ja ökosüsteemiteenuste omavahelisi seoseid ning muutumist sõltuvalt maakasutusest;
- luua ökosüsteemipõhiseid rohumaade kasutuse ja planeeringutsenaariume.

Viva Grass töövahendit testiti üheksal pilootalal Balti riikides (kahes talus, neljas vallas, kahel kaitsealal ja ühes maakonnas), mis erinesid ruumilise ja temaatilise skaala ning andmete kättesaadavuse poolest.

Seega demonstreerib Viva Grass töövahend ökosüsteemiteenustega seotud informatsiooni rakendatavust erinevate planeerimistasandite ja kontekstide puhul, mis nõuab ühtset, kuid samas paindlikku lähenemist.

Üks väljakutseid, millega integreeritud planeerimisel sageli kokku puututakse, on vajadus kohanduda erinevate planeeringutsenaariumide ja kontekstidega ning võtta arvesse erinevate huvirühmade huve (Dunford *et al.*, 2017). Samad probleemid kerkisid esile ka Viva Grass töövahendi väljatöötamisel ning neist ülesaamiseks kasutati Viva Grass töövahendi ülesehituses mitmetasandilist lähenemist (vt ptk 3). Mitmetasandilises süsteemis on meetodid ja tööriistad kombineeritud järjestikusel viisil, nii et iga tasandiga kasvab andmete vajadus, metodoloogiline keerukus või mõlemad (Grêt-Regamey *et al.*, 2015). Viva Grass töövahendis hõlmab iga tasand erinevaid meetodeid ja vastuseid erinevatele küsimustele (joonis 6.1).



**Joonis 6.1.** Mitmetasandiline lähenemine rohumaade ÖST kaardistamisel ja hindamisel Balti riikides LIFE Viva Grass projektis.

Kasutades mitmetasandilist lähenemist, sisaldab Viva Grass töövahend kolme erinevatele kasutajagruppidele ja otsustusprotsesside kontekstidele mõeldud rakendust ehk moodulit: *VivaGrass Viewer*, *VivaGrass Bio-Energy* ja *VivaGrass Planner*. *VivaGrass Viewer* moodul on suunatud laiemale üldsusele ja talupidajatele ning annab ülevaate valitud ala ökosüsteemiteenustest, olenevalt valitud majandamispraktikast. See rakendus aitab talunikel valida sobivaima majandamismudeli, mis suurendaks ÖST pakkumist. *VivaGrass BioEnergy* moodul võimaldab hinnata rohumassi-põhist energiavaru (nt kütteks), keskendudes seega ühele ökosüsteemiteenusele. *VivaGrass Planner* moodul on piiratud ligipääsuga (nõuab kasutajaks registreerumist) ja mõeldud professionaalsetele kasutajatele, kes soovivad ökosüsteemiteenuseid ruumilises planeerimises arvesse võtta.

Kõik moodulid kasutavad järgmisi andmeid: i) maakasutuse ja looduslike tingimuste andmeid koondav aluskaart; ii) ÖST eksperthinnangute tabel (maatriks) ja iii) eelneva tulemusena koostatud ÖST levikukaardid. Lisaks visualiseerib Viva Grass töövahend ka omavahel seotud ökosüsteemiteenuste rühmad (*bundles*), kompromissid (*trade-offs*), nn “kuumad punktid” ehk ökosüsteemiteenuste koondumiskohad (*hotspots*) ja “külmad punktid” ehk madala ökosüsteemiteenuste väärtusega alad (*coldspots*), mis annab lisaväärtuse maastikuplaneerimise seisukohalt. Järgnevad alapeatükid kirjeldavad täpsemalt iga töövahendi komponenti.

## 6.2.1. Viva Grass aluskaart

### 6.2.1.1. Aluskaardi metoodika

Nagu kirjeldatud peatükis 3, on ÖST hinnangute aluseks ÖST kaardid. ÖST kaardid võimaldavad näha, kus toimub ÖST tegelik kasutus, avastada ÖST pakkumise ja nõudluse vahelisi mittevastavusi või leida tegureid, mis avaldavad survet ÖST pakkumisele. ÖST pakkumise kaardid saab koostada maakasutuse/maakatte (*LULC*) kaartide põhjal, mis määratlevad ÖST pakkuvad alad (nt mets, põld, rohumaad). Seetõttu tuleb igas ÖST kaardistamise analüüsis esimese sammuna määratleda maakasutus/maakate, mis sisaldab teenust pakkuvaid ruumiüksusi (*Service Providing Units - SPU*) (vt ptk 3).

LIFE Viva Grass projekt hõlmab kolme Balti riiki ja üheksa pilootala, mistõttu ilmnesid aluskaardi koostamisel suured erinevused andmete kättesaadavuses. Euroopa-ülesed kaardid, nagu näiteks CORINE maakattekaart (Soukup *et al.*, 2016) ei ole ruumiliselt ja temaatiliselt piisavalt detailsed, et siduda rohumaatüübid ruumiliselt selgel viisil nende pakutavate ökosüsteemiteenustega. Teisest küljest erinevad riiklikud maakasutuse/maakatte põhikaardid riigiti oluliselt temaatiliste skaalade poolest. Seetõttu loodi ühine rohumaade tüpoloogia, mis oli aluseks ÖST kaardistamisele ja hindamisele LIFE Viva Grass projektis.

Pidades silmas, et ÖST potentsiaali määravad looduslikud tunnused, mis hõlmavad nii elus kui ka eluta komponente, ja ka inimtegevus ning majandamisstrateegiad (Smith *et al.*, 2017), määratleti rohumaatüübid Viva Grass aluskaardi jaoks peamiselt kahe teguri põhjal:

1. *Looduslikud alustingimused*: Kaks tunnust valiti kirjeldama rohumaade ÖST pakkumise aluseks olevaid keskkonnatingimusi Balti riikides: **maa boniteet** ja maapinna **kalle**. Maa boniteet on Balti riikide maa hindamise süsteemides kasutatav mullaviljakuse integreeritud hinnang, mis võtab arvesse mitmeid omadusi, nt mulla lõimise, mullatüüp, topograafia, kivisus ja maaharimise aste. Maa boniteedi alusel eristati nelja kategooriat:

1. Madala maa boniteediga kaasavlad – liivase tekstuoriga vaesed mullad; kõrge erosioonirisk; mulla madal võime akumulierida toitaineid ja vahetatavaid elemente; madal bioloogiline aktiivsus; väga madal hinnanguline saagikus.
2. Keskmise maa boniteediga mullad – madala viljakusega saviliivmullad; suhteliselt madal orgaanilise aine sisaldus; keskmine mulla võime akumulierida toitaineid ja vahetatavaid elemente.
3. Kõrge maa boniteediga mullad – keskmise viljakusega liivsavi- ja savimullad; kõrge orgaanilise aine sisaldus ja mulla võime akumulierida toitaineid ja vahetatavaid elemente.
4. Hüdro-morfseid mullad – mitmesuguse viljakuse ja suhteliselt kõrge bioloogilise aktiivsusega mullad, mis on kujunenud organogeensetel lasunditel.

Looduslike alustingimuste hulka arvati ka maapinna kalle: suurema kaldega seonduvad õhemad mullad, millel on raskusjõu tõttu väiksem veesidumisvõime ja kõrgem erosioonirisk,

mistõttu maapinna kalle mõjutab ka ÖST pakkumist. Maapinna kalde alusel eristati 3 kategooriat:

1. tasane maapind (0 o – 4 o): mullaerosiooni ei esine
2. nõrk kalle (4 o – 10o): minimaalne mullaerosioon
3. järsk kalle (>10 o): märkimisväärne mullaerosiooni võimalus

2. *Rohumaade majandamisrežiim*: Üks peamistest rohumaade ÖST pakkumist mõjutavatest teguritest on majandamise intensiivsus või pinnase mõjutamise tase. Seetõttu eristati ÖST pakkumise aluskaardi koostamisel kolme tüüpi majandamisrežiimi ja lisaks põllumaad:

1. Kultuurrohumaad: Kultuurrohumaad on külvatud (tihti monokultuur – *Festuca sp.*, *Phleum sp.*, *Dactylis sp.*) ja küntud, tavaliselt rakendatakse külvikorda ja rohumaad on nooremad kui viis aastat. Niidetakse mitu (kuni neli) korda aastas. Saagikuse suurendamiseks kasutatakse väetamist. Kultuurrohumaad on seotud intensiivsete põllumajandussüsteemidega.

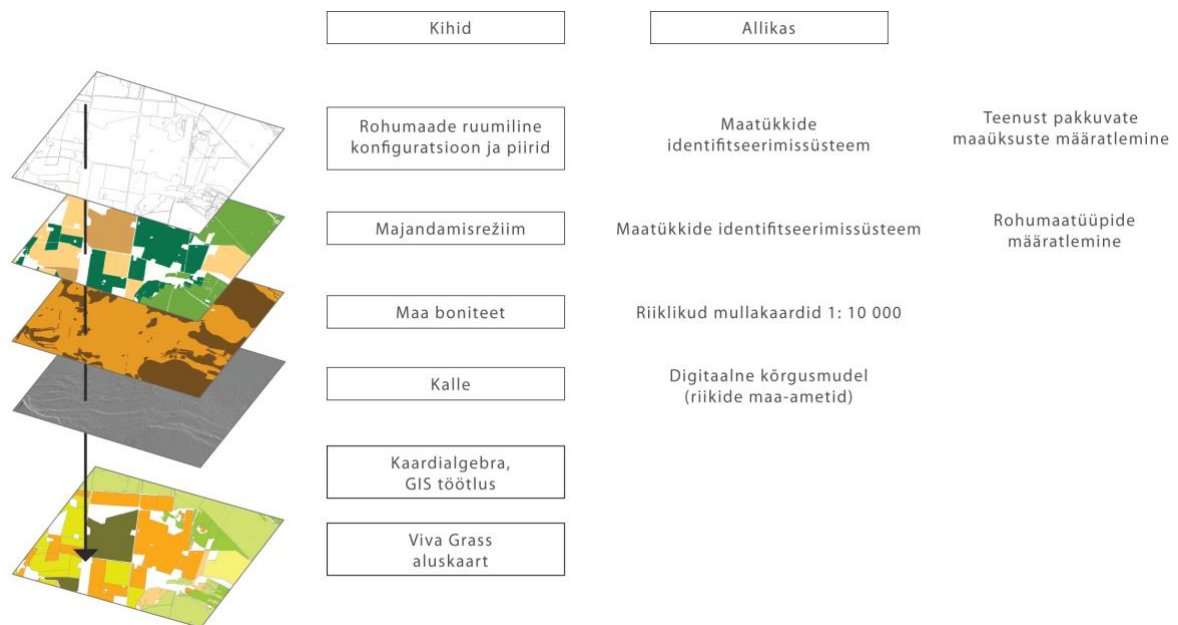
2. Püsirohumaad: Püsirohumaad defineeritakse üldiselt kui vähemalt viieaastast looduslikku või kultuurrohumaad. Seda tüüpi rohumaadel leidub nii looduslikke kui ka kultuurliike, külvamist kasutatakse harva. Püsirohumaad on külvikorrast väljas, neid kasutatakse enamasti heinamaadena, mida niidetakse mitte rohkem kui kaks korda aastas, või karjamaadena. Püsirohumaad on seotud madala sisendiga põllumajandussüsteemidega.

3. Poollooduslikud rohumaad: Poollooduslikud rohumaad on tekkinud kümnendeid või sajandeid kestnud madala intensiivsusega majandamise tulemusena ja neid ei külvata ega künta. Poollooduslikel rohumaadel on suur elurikkus (Bullock *et al.* 2011; Dengler & Rūsiņa 2012) ja neid kasutatakse ekstensiivsete karja- või heinamaadena (üks hiline niitmine aastas) või hooldatakse põllumajandus-keskkonnatoetuste saamise eesmärgil (Vinogradovs *et al.* 2018).

4. Põllumaad: Põllumaad on intensiivselt majandatav põllumajandusmaa, kus kasvatatakse põllumajanduskultuure, külvatakse vähemalt kord aastas ja tavaliselt ka väetatakse.

Rohumaatüübid üksi ei näita ÖST ruumilist mõõdet. Nagu märgitud Walz *et al.* (2017), on teenust pakkuvad ruumiüksused (*Service Providing Units - SPU*s) (vt ptk 3) parim viis ökosüsteemiteenuste pakkumise aluseks olevate keeruliste ökoloogiliste süsteemide ruumiliseks väljendamiseks. Teenust pakkuvaid üksusi võib defineerida kui piiritletud ruumiüksusi, mis hõlmavad terveid ökosüsteeme, nendega seotud populatsioone ja ÖST aluseks olevaid looduslikke tunnuseid. Ruumiüksus, mida kasutati teenust pakkuvate üksuste määramiseks ja rohumaade potentsiaalse ÖST pakkumise kaardistamiseks, oli nn agroökoloogiline põhiüksus ehk maatükk, mis hõlmab rohumaade ruumilist konfiguratsiooni ja piire. Agroökoloogiline põhiüksus on väikseim maaüksus, mille kohta tehakse majandamisotsuseid ja mis on määratletud sama maakasutusega pideva alana.

Kõigi eelnimetatud tegurite põhjal koostati kaardikihid, mis kombineeriti GIS keskkonnas kaardialgebra ja GIS töötluse abil. Joonis 6.2 näitab sisendmuutujate ja andmeallikate klassifikatsiooni. Selle protsessi tulemusena saadi 30 rohumaatüüpi (tabel 6.1), millele lisati 10 põllumaatüüpi ja 10 mahajäetud maa tüüpi, et oleks võimalik hinnata erinevaid maakasutuse/maakatte muutumise stsenaariume. Selle protsessi tulemusena määratletud teenust pakkuvaid maaüksusi kasutati varustus- ja reguleerivate ökosüsteemiteenuste hindamiseks.



joonis 6.2. LIFE Viva Grass aluskaardi koostamine.

### 6.2.1.2. Ökosüsteemiteenuste eksperthinnangute tabel (Tasand 1)

Ühine rohumaade tüpoloogia on ÖST kaardistamise ja hindamise aluseks. Esimese tasandi ÖST hindamises kasutati ÖST eksperthinnangute tabelit erinevate rohumaatüüpide kohta. Ekspert hinnangute tabelid annavad Viva Grass töövahendile ÖST pakkumise kvalitatiivsed hinnangud, mis seotakse Viva Grass aluskaardiga ja tulemused kuvatakse interaktiivsel viisil *Viva Grass Viewer* moodulis (vt ptk 6.2.2). Lisaks kasutatakse tabelis sisalduvaid ÖST hinnanguid ka keerulisemates analüüsid, et leida omavahel seotud ökosüsteemiteenuste rühmad (*bundles*), kompromissid (*trade-offs*), nn “kuumad punktid” ehk ökosüsteemiteenuste koondumiskohad (*hotspots*) ja “külmad punktid” ehk madala ökosüsteemiteenuste väärtusega alad (*coldspots*) (vt täpsemalt allpool).

LIFE Viva Grass projektis kasutati ÖST eksperthinnangute tabelit 13 ÖST hindamiseks, mis kuulusid varustus- ja reguleerivate ja tugiteenuste hulka. ÖST pakkumise hindamine toimus kolmeetapilise protsessina:

1. Esimeses etapis valis rahvusvaheline ekspertide paneel välja rohumaade puhul asjakohased ökosüsteemiteenused ja iga teenuse jaoks ühe indikaatori.
2. Teises etapis hindasid eksperdid individuaalselt ÖST pakkumist rohumaatüüpide kaupa, kasutades kvalitatiivset skaalat nullist (antud ökosüsteemiteenuse pakkumine puudub) viieni (väga kõrge antud ökosüsteemiteenuse pakkumine).
3. Kolmandas etapis toimusid fookusgrupiarutelud, mille tulemused jõudsid eksperdid üksmeelele ÖST pakkumise hinnangute osas. Arutelud andsid ekspertidele võimaluse võrrelda oma hinnanguid teiste omadega ja vajadusel ÖST hinnanguid muuta.

Näide ÖST hindamise tulemustest on toodud tabelis 6.1.

Grassland classes	Provisioning					Regulation & Maintenance							
	Cultivated crops	Reared animals and their outputs	Fodder	Biomass-based energy sources	Herbs for medicine	Bio-remediation by micro-organisms, plants and animals	Filtration/storage/accumulation by ecosystems	Control of (water) erosion rates	Pollination and seed dispersal	Maintaining habitats for plant and animal nursery and reproduction	Weathering processes/soil fertility	Chemical condition of freshwaters	Global climate regulation
21. Semi-natural grassland on plain relief, low soil fertility	0	1	1	1	5	4	2	0	5	5	2	3	4
22. Semi-natural grassland on plain relief, medium soil fertility	0	2	2	2	4	5	3	0	5	4	3	4	4
23. Semi-natural grassland on plain relief, high soil fertility	0	3	3	3	3	5	4	0	5	3	4	5	4
24. Semi-natural grassland on plain relief, organic soils	0	3	3	3	4	5	4	0	5	4	0	3	5
25. Semi-natural grassland on gentle slope, low soil fertility	0	1	1	1	5	4	2	4	5	5	2	3	4
26. Semi-natural grassland on gentle slope, medium soil fertility	0	2	2	2	4	5	3	4	5	4	3	4	4
27. Semi-natural grassland on gentle slope, high soil fertility	0	3	3	3	3	5	4	4	5	3	4	5	4
28. Semi-natural grassland on gentle slope, organic soils	0	3	3	3	4	5	4	0	5	4	0	3	5
29. Semi-natural grassland on steep slope, low soil fertility	0	1	1	1	5	4	2	5	5	5	2	3	4
30. Semi-natural grassland on steep slope, medium soil fertility	0	2	2	2	4	5	3	5	5	4	2	4	4

**Tabel 6.1.** ÖST eksperthinnangute tabel rohumaatüüpide 21-30 kohta. Kokku hinnati 30 rohumaatüüpi ja lisaks 10 põllumaatüüpi ning 10 mahajäetud maa tüüpi.

Et visualiseerida ÖST pakkumist Viva Grass töövahendis ruumiliselt selgel viisil, seoti ÖST eksperthinnangud aluskaardil määratletud rohumaatüüpidega.

### 6.2.1.3. Kompromissid, ÖST rühmad ja kuumad punktid (Tasand 2)

Kompromisside (*trade-offs*), ÖST rühmade (*bundles*) ja nn kuumade punktide (*hotspots*) põhjalikum selgitus on toodud peatükis 4. LIFE Viva Grass projektis moodustavad kompromisside, ÖST rühmade ja kuumade punktide analüüsid 2. tasandi põhiosa ning võimaldavad majandamisotsuste ja poliitikate mõju terviklikku hindamist rohumaade ökosüsteemiteenustele. Nende analüüside tulemused kuvatakse *Viva Grass Viewer* moodulis (vt ptk 6.2.2). ÖST rühmade näitamise eesmärk on määratleda alad, kus erinevatel majandamismeetmetel on rohumaade ökosüsteemiteenustele sarnane mõju.



ÖST rühmade väljaselgitamiseks tehti ÖST eksperthinnangute maatriksile peakomponentide analüüs. Sarnaseid analüüse on teinud ka näiteks Depellegrin *et al.* (2016), Nikolaidou *et al.* (2017) ja Zhang *et al.* (2017).

Peakomponentide analüüs paljastas kolm peakomponenti, mis vastavad kolmele ÖST rühmale:

**Elupaikade ökosüsteemiteenuste rühm** (*Habitats bundle*): sellesse rühma kuulub neli ökosüsteemiteenust: ravimtaimed, tolmeldamine ja seemnelevi, elupaikade säilimine ja globaalne kliimaregulatsioon. Kui üks neist kasvab, suurenevad enamasti ka teised. Näiteks võib liigirikastelt rohumaadelt leida ka rohkesti ravimtaimi. Elurikkuse suurendamiseks kasutatavad majandamispraktikad, nagu näiteks kündmisest ja väetamisest loobumine, tõstavad ka mulla süsinikusidumisvõimet, mis on oluline ökosüsteemiteenus kliimaregulatsiooni seisukohalt.

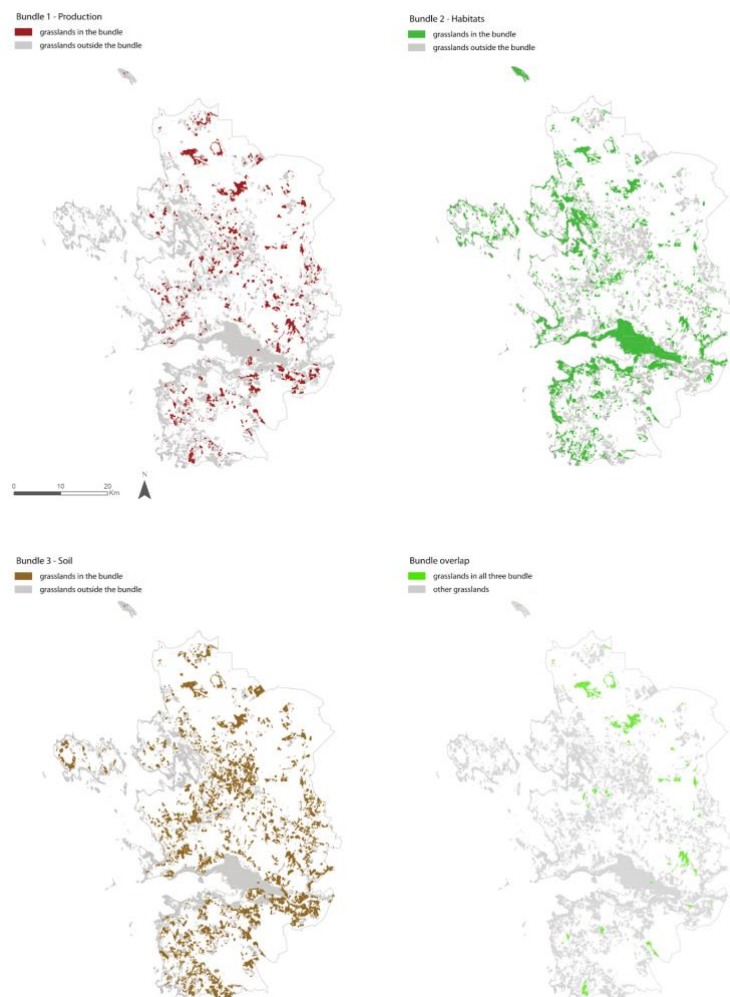
**Produktsiooni ökosüsteemiteenuste rühm** (*Production bundle*), mille moodustavad neli rohumaa produktiivsusega seotud ökosüsteemiteenust: loomakasvatus ja saadused, loomasööt, biomass energia tootmiseks ja kasvatatavad põllukultuurid. Kõik need ökosüsteemiteenused põhinevad primaarproduktsioonil ehk biomassi toodangul. Seetõttu tähendab ühe teenuse pakkumise suurenemine enamasti ka ülejäänute kasvu. Siiski tuleb arvesse võtta, et biomass energia tootmiseks ei sõltu üksnes rohumaa produktiivsusest, vaid ka taimeliikide energeetilisest väärtusest. Samal ajal tuleb märkida, et kuigi kõik neli ökosüsteemiteenust põhinevad samal ökosüsteemi funktsioonil – produktiivsusel – võib nende ökosüsteemiteenuste tegelik kasutus olla üksteist välistav (nt biomassi kasvatamine energia tootmiseks ja põllukultuuride kasvatamine võivad välistada karjatamise või loomasööda tootmise).

**Mulla ökosüsteemiteenuste rühm** (*Soils bundle*), mis ühendab viis mulla funktsioonidega seotud ökosüsteemiteenust: erosioonikontroll, magevee keemiline seisund, bio-tervendamine, filtreerimine/säilitamine/akumuleerimine ja ilmastikuprotsessid/mullaviljakus. Ühe teenuse suurenemine selles rühmas toob enamasti kaasa ka teiste kasvu.

Lisaks ÖST rühmade määratlemisele on oluline visualiseerida nende ruumiline paiknemine, et rakendada kontseptsiooni planeerimises. LIFE Viva Grass projektis kaardistati rohumaa teatud ÖST rühma kuuluvana, kui kõigi sellesse ÖST rühma kuuluvate ökosüsteemiteenuste hinnangud/väärtused sellel rohumaal olid keskmisest (2,5) kõrgemad (joonis 6.3). ÖST rühmade kattuvuse analüüs paljastab teatud kompromissid, nt põllumajanduse intensiivistamine, st rohumaa hoolduspraktika muutmine samades biofüüsikalistes tingimustes muudab produktsiooni ÖST rühma teenuseid ja vähendab elupaikade ÖST rühma teenuseid. Otsene mõjutegur kompromisside taga on majandamisrežiim, st inimfaktor – ainuke faktor, mida saab mõjutada planeerimisotsuste kaudu.

Külmade/kuumade punktide analüüsi tulemused on näha *Viva Grass Viewer* moodulis ja annavad kasutajale teavet ÖST potentsiaali kohta valitud agro-ökosüsteemides. Külm punkt (*coldspot*) on ruumiüksus, kus paljude ökosüsteemiteenuste väärtus on madal või väga madal. Kuum punkt (*hotspot*) on ruumiüksus, kus paljude ökosüsteemiteenuste väärtused on kõrged või väga kõrged. ÖST väärtused (madal/kõrge) saadi ÖST eksperthinnangute maatriksist. Külmade/kuumade punktide analüüs ja kompromisside analüüs täiendavad teineteist. Näiteks kõige „külmamad“ punktid ei sisaldanud kompromisse, kuna nii produktsiooniga seotud kui ka reguleerivate ökosüsteemiteenuste väärtused olid mdalad. Maastikuplaneerijad peaksid käsitlema külmi punkte aladena, kus on konfliktid kahe või enama maastiku funktsiooni vahel, mida agroökosüsteemides võib kirjeldada sobimatu majandamispraktikana antud looduslikes tingimustes. Keskmiselt „külmades“ punktides tuli välja ka mõni kompromiss, millest tuleks lähtuda planeerimisotsuste langetamisel. Kuumad punktid väärivad samuti otsustajate tähelepanu kõrge kaitseväärtuse ja haavatavuse tõttu. Viva Grass analüüsis kõige

„kuumemateks“ punktideks osutunud aladel ei esinenud samuti kompromisse, kuna mõlema konkureeriva ÖST rühma teenused olid kõrge väärtusega. Nende agroökosüsteemide kõrge haavatavus on seotud nende võimega anda intensiivse põllumajanduse tingimustes veelgi suuremat saaki.



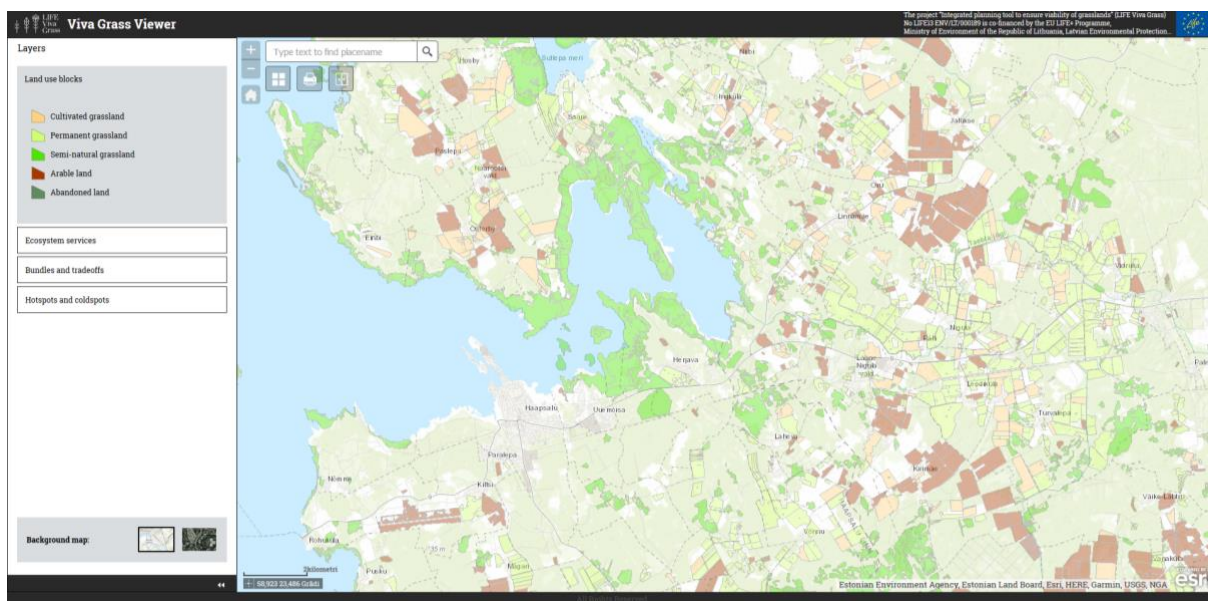
**Joonis 6.3.** Rohumaade ÖST rühmad LIFE Viva Grass pilootalal: Lääne maakond (Lääne-Eesti).

### 6.2.2. Viva Grass Viewer

*Viva Grass Viewer* on Viva Grass töövahendi põhimoodul, mis on ligipääsetav kõigile ilma registreerumata ning mille eesmärk on visualiseerida ÖST potentsiaali kaardistamise ja hindamise tulemused ning ÖST rühmad ja vastastikused seosed agroökosüsteemides. *Viva Grass Viewer* täidab informatiivseid ja hariduslikke eesmärke, võimaldades kasutajal tutvuda ÖST lähenemisega, ÖST ruumilise levikuga sõltuvalt looduslikest alustingimustest ja

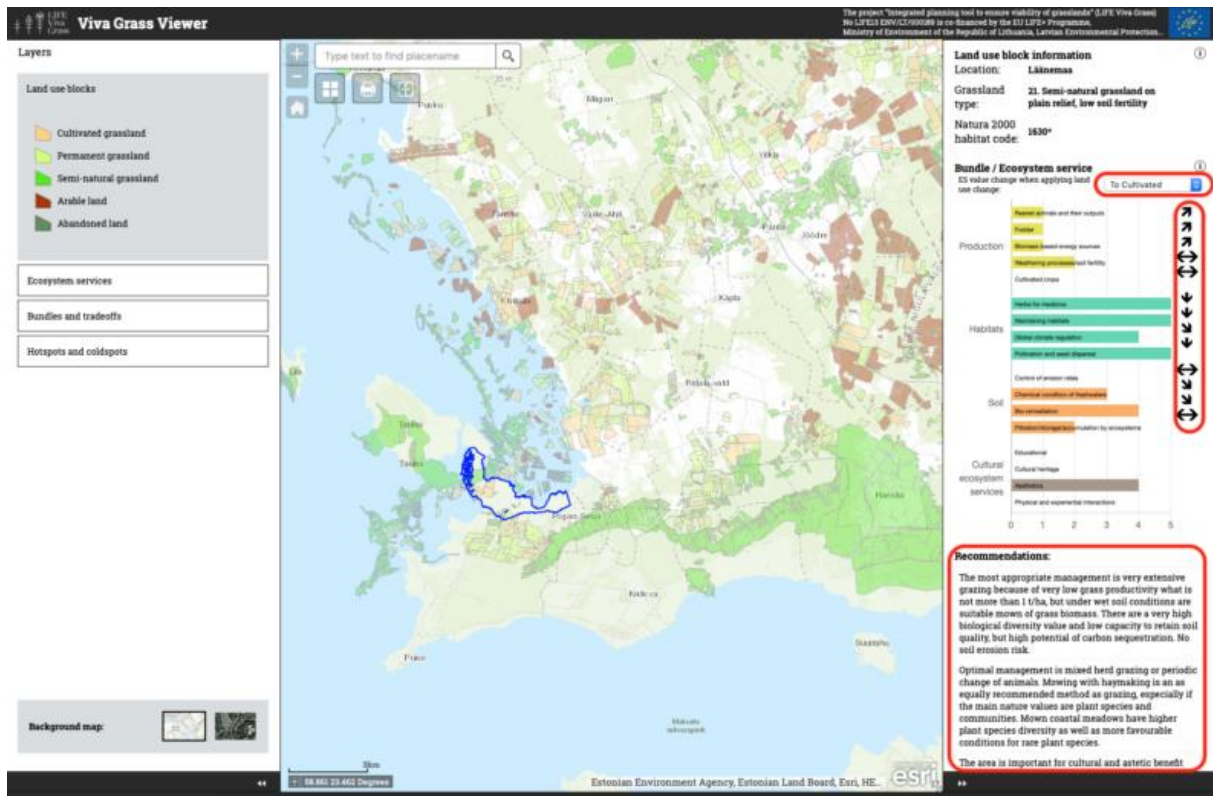
majandamispraktikast. *Viva Grass Viewer*'is saab kuvada korraga ühe andmekihi või kaks kontekstuaalset andmekihti „swipe“ või „double screen“ funktsioonide abil. Kontekstuaalsed andmekihid *Viva Grass Viewer*'is on põllumajandusliku maa maakasutus, valitud ökosüsteemiteenuste pakkumise potentsiaal, ÖST rühmad, kompromissid ja külmad/kuumad punktid.

*Viva Grass Viewer*'i vaikimisi vaade (joonis 6.4) on ühtse haldus- ja kontrollisüsteemi (IACS) andmebaasist pärinevate maakasutusandmetega taustakaart, mis näitab agroökosüsteemide peamisi maakasutuse klasse: rohumaad – poollooduslikud, püsirohumaad, kultuurrohumaad ja põllumaad. Lisaks näidatakse andmete olemasolu korral ka mahajäetud põllumajandusmaad.



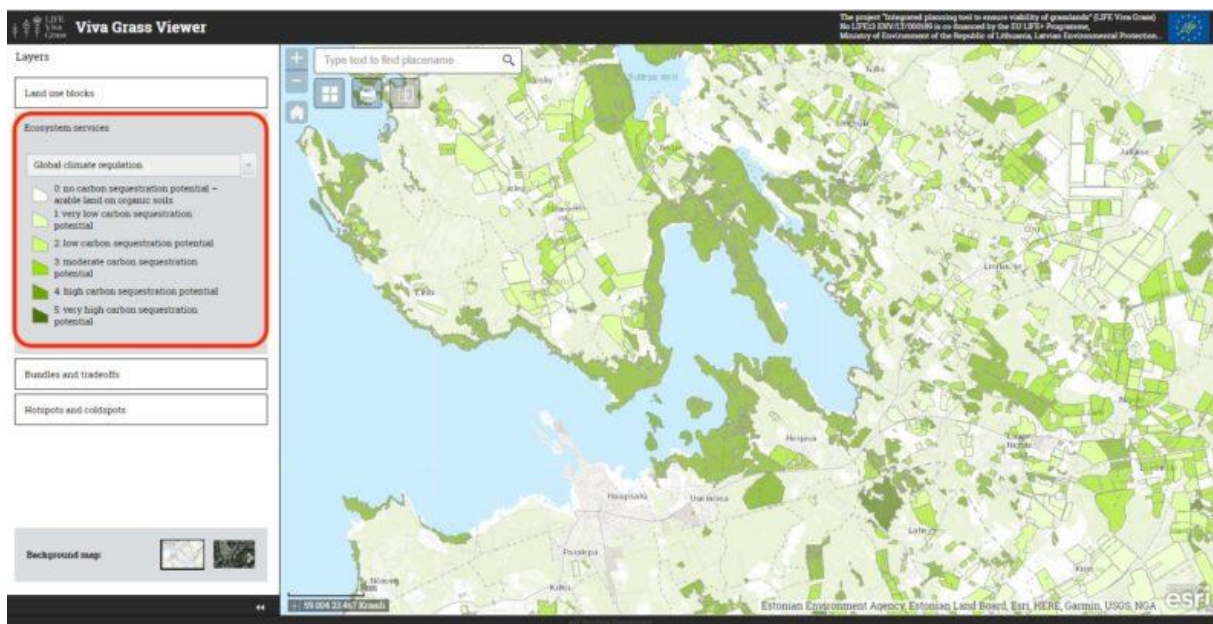
**Joonis 6.4.** *Viva Grass Viewer*'i vaikimisi vaade – maakasutus.

Klikkides huvipakkuvale maatükile, näeb kasutaja valitud rohumaa ökosüsteemiteenuste pakkumise potentsiaali. Muutes maakasutuse tüüpi (nt kultuurrohumast poollooduslikuks), näeb kasutaja, kuidas see mõjutab ökosüsteemiteenuste pakkumise potentsiaali. Info olemasolul on toodud ka hooldussoovitused (joonis 6.5).



**Joonis 6.5.** Maakasutuse muutmise võimalused. Kasutaja saab muuta maakasutust paremal asuvast rippmenüüst (nt poollooduslikust rohumaast kultuurrohumaaks nagu antud joonisel). Nooled näitavad, kuidas see muudab erinevate ökosüsteemiteenuste pakkumist. All paremas nurgas on toodud hooldamissoovitused antud rohumaatüübi kohta.

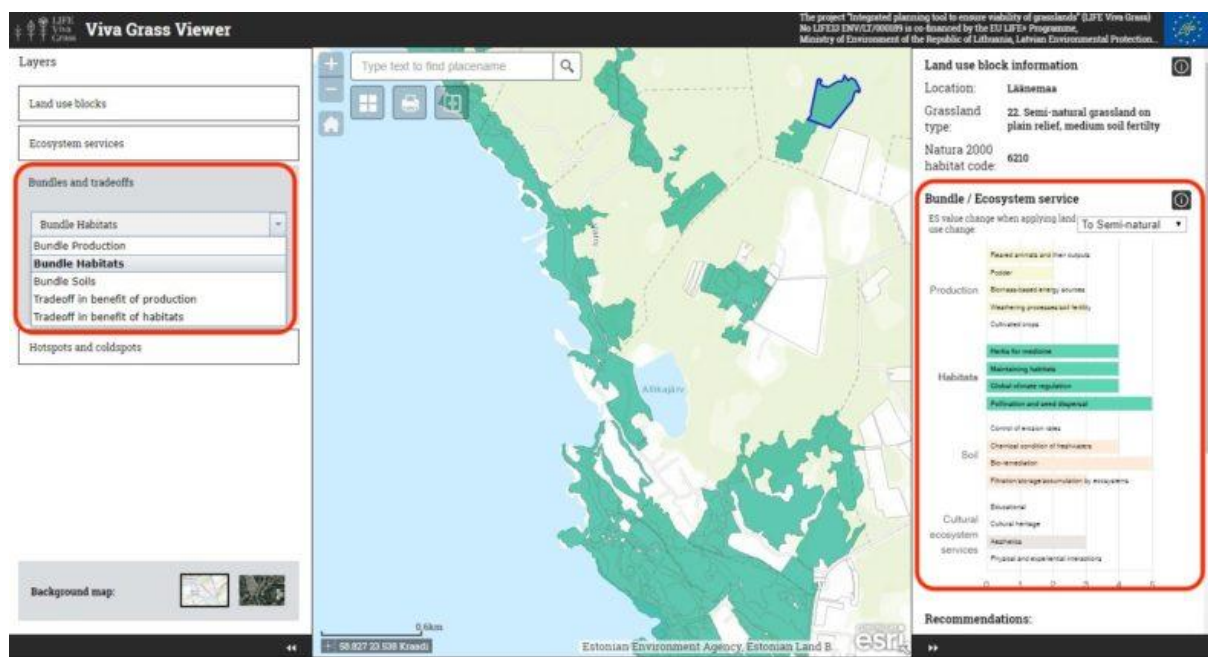
ÖST pakkumise potentsiaal on kontekstuaalne andmekiht, mis võimaldab kasutajal uurida ökosüsteemiteenuste kaardistamise ja hindamise tulemusi, valides ühe teenuse rippmenüüst (joonis 6.6). ÖST kaardistamise ja hindamise teooria ja meetodika on kirjeldatud peatükis 3.





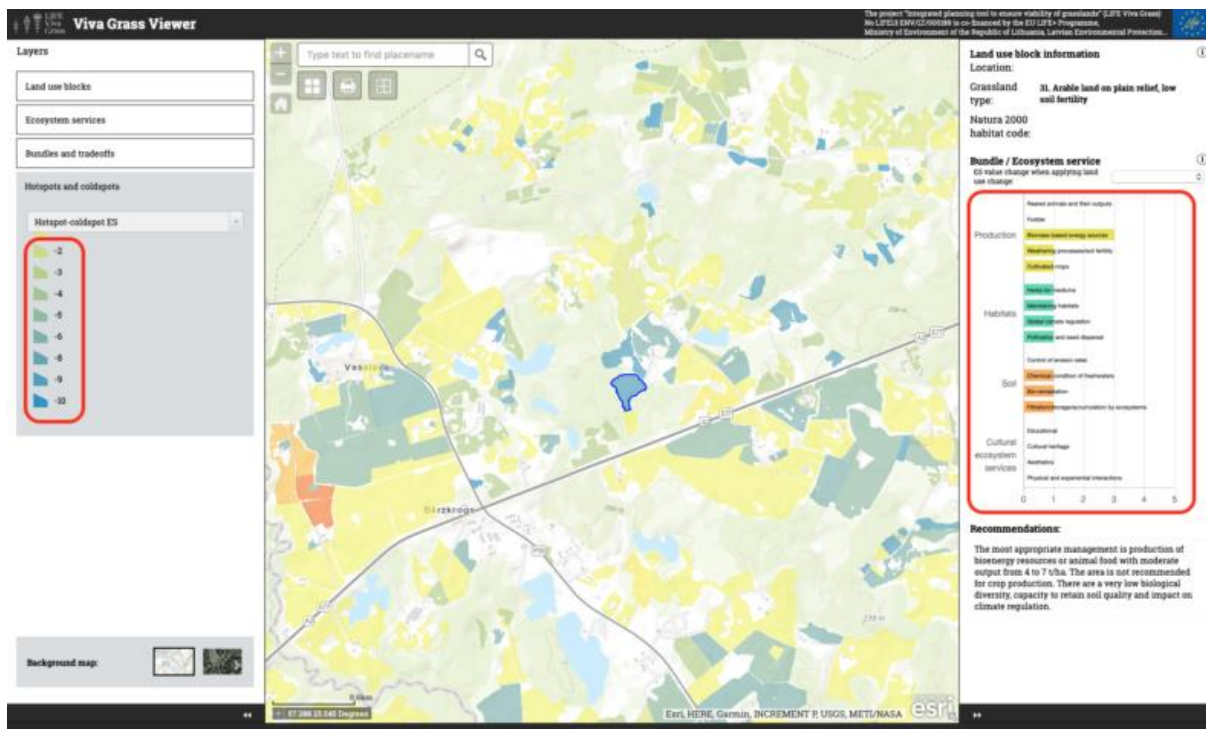
**Joonis 6.6.** Valitud ÖST pakkumise potentsiaal: kaardivaade ja rippmenüü. Valides vasakul asuvast rippmenüüst mingi ökosüsteemiteenuse, näeb kasutaja selle ökosüsteemiteenuse pakkumist (levikut ja väärtust) erinevatel maaüksustel. Mida tumedam roheline, seda suurem on valitud ökosüsteemiteenuse pakkumine.

ÖST pakkumise potentsiaali rühmad ja kompromissid on kontekstuaalne andmekiht, mis näitab ökosüsteemiteenuste ruumilist grupeerumist ja vastastikuseid seoseid/mõjusid. Kasutaja saab uurida ÖST rühmi ja vastasmõjusid, tehes valiku rippmenüüst (joonis 6.7). Võimalikud valikud on seotud kuulumisega teatud ÖST rühma või ühega kahest võimalikust kompromissist (*tradeoff*). Ökosüsteemiteenuste vastastikuste seoste ja mõjude analüüsi teooria ja meetodika on kirjeldatud peatükis 4.



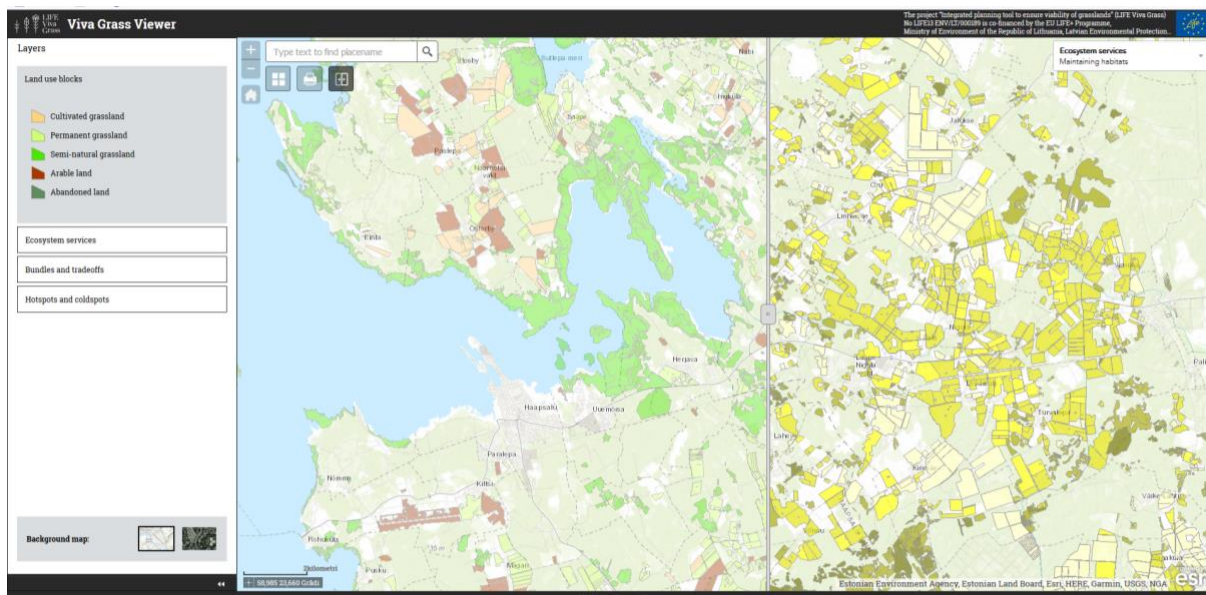
**Joonis 6.7.** ÖST rühmad ja kompromissid: kaardivaade ja rippmenüü. Ökosüsteemiteenuste rühmad (*bundles*) ja kompromissid (*trade-offs*). Vasakul asuvast rippmenüüst saab valida erinevaid ökosüsteemiteenuste rühmi („Produksioon“, „Elupaigad“, „Muld“) või kompromisse (elupaikade või produktsiooni kasuks). Rohelised alad kaardil kuuluvad „Elupaikade“ rühma (rohumaad, mis on olulised elurikkuse säilimise seisukohalt). Klikkides konkreetsele maatükile, kuvatakse paremal pool detailne info selle ala ökosüsteemiteenuste kohta.

ÖST pakkumise külmad/kuumad punktid on kontekstuaalne andmekiht, mis näitab keskmisest kõrgema madalama või kõrgema ÖST pakkumisega alasid. Kasutaja saab rippmenüüst valida erinevaid külmade/kuumade punktide kuvamise viise (joonis 6.8). Vaikimisi valik on „cold/hot spots“ – kombineeritud väärtus „kõrge väärtusega ÖST arvust“ ja „madala väärtusega ÖST arvust“. See valik annab üldise ülevaate alast selle ÖST pakkumise potentsiaali kontekstis. Et kuvada spetsiifilist vaadet ala kuumadest punktidest (ÖST pakkumise potentsiaali koondumiskohtadest) või külmadest punktidest (kus paljude ökosüsteemiteenuste pakkumise potentsiaal on madal või väga madal), tuleb valida „Hotspots“ või „Coldspots“ – et näha järjestatud (väärtused 1-5) ÖST pakkumise potentsiaali kombinatsiooni.



**Joonis 6.8.** ÖST pakkumise potentsiaali külmad/kuumad punktid (*cold/hotspots*) ja rippmenüü. Valitud sinine ala on nn „külm punkt“, kus enamiku ökosüsteemiteenuste pakkumine on keskmisest madalam. Seda on näha ka paremal asuvalt diagrammil, kus on toodud ökosüsteemiteenuste hinnangulised väärtused.

Et näha ekraanil samaaegselt kaht kontekstuaalset andmekihti ja uurida nende ruumilisi seoseid, on võimalik kasutada „swipe“ tööriista, millega saab ekraanil olevat kaardipilti liigutada kahe andmekihi vahel (joonis 6.9).



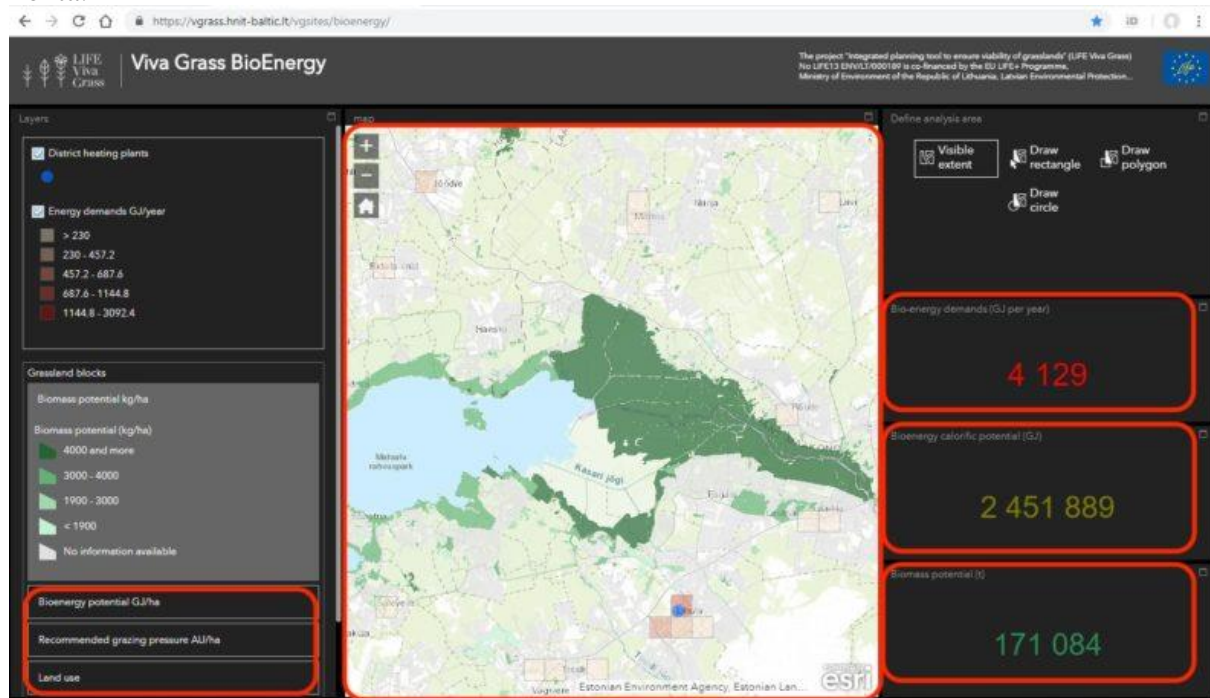
**Joonis 6.9.** „Swipe“ tööriist.

## 6.2.3 Viva Grass BioEnergy

*Viva Grass BioEnergy* moodul võimaldab hinnata rohumassi-põhist energiavaru (pindala, biomassi hulk, kütteväärtus kaugkütte jaoks), ja näitab, kus asuvad suurima energiapotentsiaaliga rohumaad. Rohumaadelt saadavat biomassi saab kasutada energia tootmiseks. Rohuset biomassi, mida saadakse kas spetsiaalselt selleks rajatud kultuurrohumaadelt või püsi- või poollooduslikelt rohumaadelt, võib põletada koostootmisjaamades soojuse tootmiseks. Paljudel juhtudel on heinapallide kasutamine kütteks sobiv alternatiiv tavapärastele biokütustele nagu näiteks hakkpuit. Seda enam, et tihti jääb looduskaitsealade poollooduslikelt kooslustelt niidetud hein kasutamata seisma.

*Viva Grass BioEnergy* moodul sisaldab ka täiendavat informatsiooni, täiendamaks nii aluskaarti kui ka ÖST hindamist. Kümne poolloodusliku rohumaatüübi puhul (tabel 1) on toodud ka teave vastava Natura 2000 elupaigatüübi kohta, millega seoti ka teaduskirjandusest saadud kvantitatiivsed andmed. Töövahend annab kasutajale detailset informatsiooni poollooduslike rohumaatüüpide biomassi toodangu ja keskmise kütteväärtuse kohta.

*Viva Grass BioEnergy* moodul on ligipääsetav kõigile ilma registreerumata ja võimaldab ka valida suurema ala ning summeerida sellel asuvate rohumaade bioenergeetilise potentsiaali. Lisaks annab see teavet rohumaade praeguse hoolduse, roostiku esinemise ja elupaigatüüpide soovitusliku karjatiskoormuse kohta. Hetkel sisaldab see moodul andmeid üksnes Eesti kohta.



**Joonis 6.10.** *Viva Grass BioEnergy* moodul. Näide Matsalu rahvuspargist. Punakaspruunid toonid kaardil näitavad nõudlust energia järele (GJ/aastas; korrusmajade elanike arvu põhjal). Rohelised toonid näitavad biomassi potentsiaali (kg/ha). Sinine täpp märgib olemasolevat kaugküttejaama. Numbrid paremal näitavad energianõudlust (punasega, GJ/aastas), bioenergia kütteväärtuslikku potentsiaali (kollane, GJ) ja biomassi potentsiaali (roheline, t) kasutaja valitud alal (antud näites kogu nähtav ala). Vasakul asuvast rippmenüüst saab valida ka bioenergia potentsiaali, soovitusliku karjatamiskoormuse või maakasutuse.



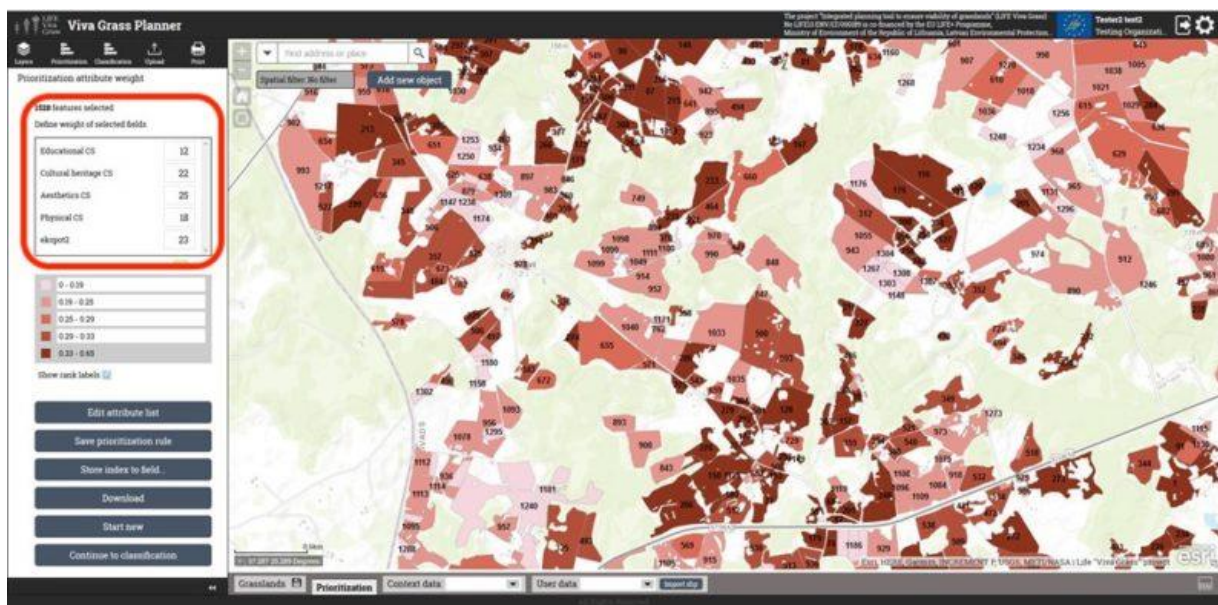
## 6.2.4. Viva Grass Planner

*Viva Grass Planner* moodul on mõeldud otsuste tegemise abivahendiks professionaalsetele kasutajatele, kes soovivad ökosüsteemiteenuseid ruumilises planeerimises arvesse võtta. *Viva Grass Planner* mooduli kasutamiseks tuleb registreerida kasutajaks, võttes ühendust süsteemi administraatoriga.

*Viva Grass Planner* võimaldab prioritseerimist ja klassifitseerimist, tulemuste visualiseerimist kaardil ning ka töödeldud andmete eksportimist.

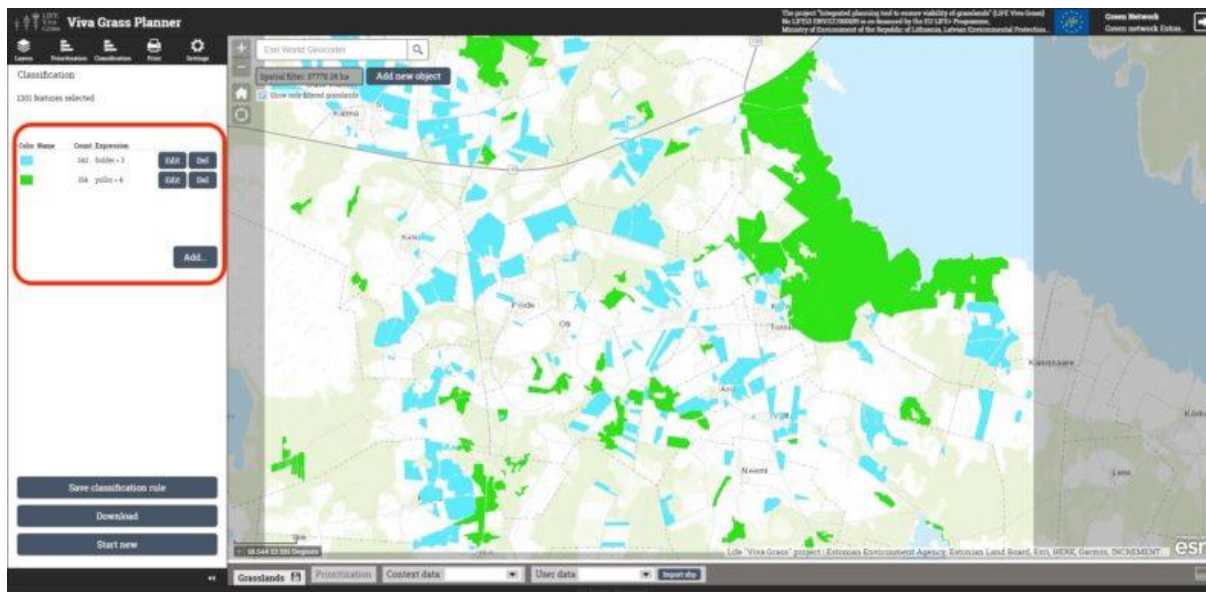
Prioritseerimine hõlmab järgnevaid samme: kriteeriumide valik ja kaalumine ning tulemuste kuvamine. Kriteeriumid võivad valida ökosüsteemiteenuste hindamise tulemustel põhinevate olemasolevate atribuutide hulgast (vt ptk 3) või kasutaja lisatud andmetest. Valitud kriteeriumide suhtelise tähtsuse määramiseks saab kasutaja neile omistada kaalu 0-100%, nii et kogusumma oleks 100% (joonis 6.11). Ühe komponendi kaalu saamiseks arvutatakse normaliseeritud väärtuste keskmine ja korrutatakse see kasutaja määratud kaaluga. Komponentide kaalude summa peab olema 100%. Kaalutud koguindeks (*total weighted index*) on valitud komponentide summa.

Kaalutud koguindeksi saab edasi jagada prioriteetsuskategooriateks. Alternatiivide lõpliku järjestuse aitab leida täiendav klassifitseerimine, mille puhul kasutatakse lisaandmeid vastavalt seatud eesmärgile.



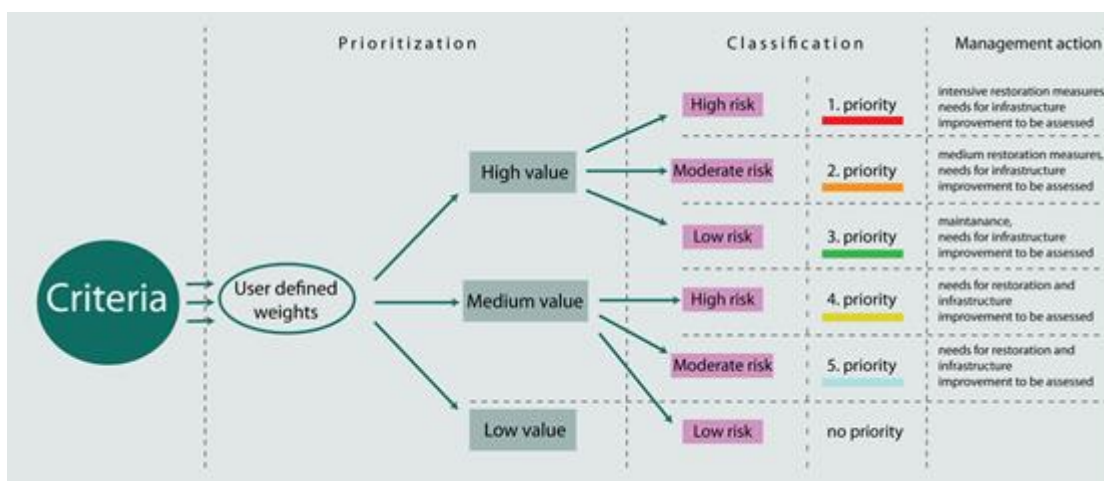
**Joonis 6.11.** Kriteeriumide kaalumine *Viva Grass Planner* moodulis. Tumepunased alad on rohumaad, mis vastavad valitud kriteeriumidele kõige paremini.

Klassifitseerimine on andmete korrastamine valitud atribuutide (klassitseerimisreeglite) alusel, mida võib teha eelneva prioritseerimise tulemuste põhjal või ka eraldiseisvana (joonis 10). Klassifitseerimise jaoks on vajalikud teatud tasemel GIS oskused, kuna see on määratud SQL süntaksiga (joonis 6.12). Kasutaja peab ka teadma andmete struktuuri.



**Joonis 6.12.** Klassifitseerimine *Viva Grass Planner* moodulis. Kasutaja saab määrata klassifitseerimisreeglid. Antud näites on välja toodud rohumaad, mille loomasööda potentsiaal on suurem kui 3 (sinised alad), ja rohumaad, mille tolmeldamise potentsiaal on suurem kui 4 (rohelised alad).

Demonstreerimaks *Viva Grass Planner*'i praktilisi kasutusvõimalusi, töötati LIFE Viva Grass projektis mõned näidisrakendused. Üks neist on maastikuplaneerimise abivahend, mis ekspertide väljatöötatud kriteeriumide (tabel 6.1) põhjal teostab prioriseerimise ja klassifitseerimise ning pakub välja maastiku alade majandamise eelisjärjekorra ja soovituslikud tegevused. Maastikuplaneerimise abivahendi tööetappe kirjeldav skeem on toodud joonisel 6.13.



**Joonis 6.13.** Maastikuplaneerimise abivahendi tööetappe kirjeldav skeem. Maastikuplaneerimise abivahendi tööetappe kirjeldav skeem. Esmajärjekorras tuleks tegeleda aladega, millel on kõrge maastikuline väärtus ja samal ajal ka kõrged riskid (hooldusest väljajäämine, karuputke invasioon).

**Tabel 6.1.** Maastikuplaneerimise abivahendi jaoks määratletud ja kaardistatud kriteeriumid.

Kriteerium	Tüüp	Kirjeldus
Füüsilised ja kogemuslikud vastasmõjud	Kultuuriline ÖST	Rekreatsiooniliste objektide ja alade lähedus
Hariduslik väärtus	Kultuuriline ÖST	Hariduslike objektide ja alade lähedus
Kultuuripärandi väärtus	Kultuuriline ÖST	Kultuuripärandi objektide ja alade lähedus
Maastiku esteetiline väärtus	Kultuuriline ÖST	Valitud maastiku omadused (maastiku avatus, reljeefi lainelisus, veekogude lähedus, maakasutuse iseloom alal ja selle ümbruses)
Ökoloogiline väärtus	Koondatud ÖST väärtused	ÖST keskmine väärtus "elupaikade" ÖST rühmas
Põllumajandusmaa mahajätmise risk	Komposiitindikaator	Põllumajandusmaa agroökoloogilised omadused, talude, teede ja asulate lähedus
Sosnovski karuputke invasiooni risk	Komposiitindikaator	Sosnovski karuputke levikualade lähedus

Tagamaks analüüsi kvaliteeti, on võimalik andmeid muuta ja lisada täiendavaid andmeid. Täpsema informatsiooni olemasolul saab kasutaja muuta ja salvestada konkreetse ala looduslike tingimuste andmeid. Viva Grass töövahend teeb ÖST pakkumise potentsiaali ja ÖST vastastikuste seoste arvutused muudetud andmete põhjal ja need salvestatakse kasutaja kontole.

Viva Grass Planner'is on olemas vaikimisi kohaotsingud kaardil navigeerimiseks ja taustakartide valik, aga ka võimalus kasutada kohandatud taustakaarti ja laadida üles täiendavaid andmeid kasutaja poolt WMS kihtidena.

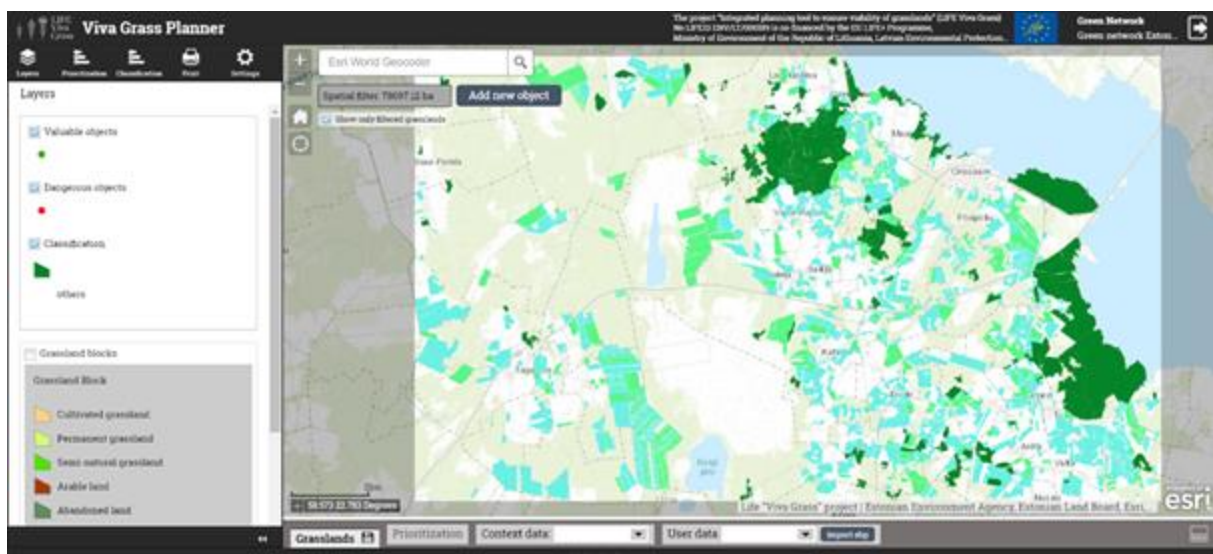
Teine näidisrakendus põhineb *Viva Grass Planner*'i klassifitseerimise funktsioonil ja on mõeldud abivahendina planeerijatele rohevõrgustiku kavandamiseks või

täpsustamiseks kohaliku omavalitsuse üldplaneeringu koostamise käigus. Viva Grass Planner pakub kasutajale kolm eeldefineeritud stsenaariumi järjest kasvava rohumaade osakaaluga rohevõrgustikus. Kasutaja võib valida eeldefineeritud stsenaariumi või määrata ise klassifitseerimisreegid. Rohevõrgustiku stsenaariumid ja nende loomiseks kasutatud kriteeriumid on kirjeldatud allpool. **Joonis 6.14** näitab rohevõrgustiku rakendust *Viva Grass Planner*'is.

**Stsenaarium 1.** Miinimumstsenaarium: hõlmab üksnes „elupaikade“ ÖST rühma kuuluvaid rohumaid.

**Stsenaarium 2.** Keskmine ökoloogiline sidusus: hõlmab „elupaikade“ ÖST rühma kuuluvaid rohumaid ja rohumaid, kus leidub kaitsealuseid liike.

**Stsenaarium 3. Kõrge ökoloogiline sidusus:** hõlmab „elupaikade“ ja „mulla“ ÖST rühmadesse kuuluvaid rohumaid ning rohumaid, kus leidub kaitsealuseid liike. See stsenaarium on parim võimalik variant, mis võimaldab saavutada paljude erinevate ökosüsteemiteenuste kõrgeima pakkumise.



**Joonis 6.14** Kolm rohevõrgustiku stsenaariumi Viva Grass Planner'is. Stsenaarium 1 (miinimumstsenaarium) on näidatud tumerohelisega, stsenaarium 2 (keskmine ökoloogiline sidusus) helesinisega ja stsenaarium 3 (kõrge ökoloogiline sidusus) helerohelisega.

Stsenaariumipõhise planeerimise eesmärk on vältida jäika hindamist ja pakkuda paindlikku meetodit, mis võimaldab arvestada kohalike huvirühmade seisukohtade ja eelistustega. Viva Grass rohevõrgustiku planeerimise abivahend visualiseerib ruumiliselt info rohumaade kohta, mille rohevõrgustikuga liitmine loob kõige rohkem sünergiaid. Viva Grass töövahendi eesmärk ei ole pakkuda jäiku lahendusi ega planeerimisreegleid, vaid anda vajalikku alusinfot informeeritud otsuste tegemiseks.



## Täiendavaks lugemiseks:

- Brown, C., Potschin-Young, M., Burns, A., Arnell, A., 2018. Road-map for ecosystem assessment with good practice examples - A framework for an Integrated Ecosystem Assessment. Milestone MS22. EU Horizon 2020 ESERALDA Project, Grant agreement No. 642007 URL: [http://www.esmeralda-project.eu/getatt.php?filename=ESMERALDA\\_MS22\\_Integrated%20Ecosystem%20Assessment\\_14851.pdf](http://www.esmeralda-project.eu/getatt.php?filename=ESMERALDA_MS22_Integrated%20Ecosystem%20Assessment_14851.pdf).
- Bullock, J., Jefferson, R., Blackstock, T., Pakeman, R., Emmett, B., Pywell, R., Grime, J., Silvertown, J. 2011. Semi-natural grasslands. [UK National Ecosystem Assessment. Understanding nature's value to society. Technical Report.]UNEP-WCMC, Cambridge. pp. [In English]
- Dengler, J., Rūsiņa, S., 2012. Database Dry Grasslands in the Nordic and Baltic Region. *Biodiversity & Ecology* 4: 319-320. <http://dx.doi.org/10.7809/b-e.00114>  
<https://doi.org/10.7809/b-e.00114>
- Depellegrin, D., Pereira, P., Misiunė, I., Egarter-Vigl, L., 2016. Mapping ecosystem services potential in Lithuania. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 23 (5): 441-455. <http://dx.doi.org/10.1080/13504509.2016.1146176>  
<https://doi.org/10.1080/13504509.2016.1146176>
- Dunford, R., Harrison, P., Smith, A., Dick, J., Barton, D., Martin-Lopez, B., Kelemen, E., Jacobs, S., Saarikoski, H., Turkelboom, F., Verheyden, W., Hauck, J., Antunes, P., Aszalós, R., Badea, O., Baró, F., Berry, P., Carvalho, L., Conte, G., Czúcz, B., Blanco, G., Howard, D., Giuca, R., Gomez-Baggethun, E., Grizetti, B., Izakovicova, Z., Kopperoinen, L., Langemeyer, J., Luque, S., Lapola, D., Martinez-Pastur, G., Mukhopadhyay, R., Roy, S., Niemelä, J., Norton, L., Ochieng, J., Odee, D., Palomo, I., Pinho, P., Priess, J., Rusch, G., Saarela, S., Santos, R., der Wal, J., Vadineanu, A., Vári, Á., Woods, H., Yli-Pelkonen, V. 2017. Integrating methods for ecosystem service assessment: Experiences from real world situations. *Ecosystem Services*: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.014>
- Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S., Zulian, G., 2015. A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services* 13: 16-27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.008>
- Smith, A., Harrison, P., Soba, M., Archaux, F., Blicharska, M., Egoh, B., Erős, T., Domenech, N., György, Á., Haines-Young, R., Li, S., Lommelen, E., Meiresonne, L., Ayala, L., Mononen, L., Simpson, G., Stange, E., Turkelboom, F., Uiterwijk, M., Veerkamp, C., de Echeverria, V. 2017. How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review. *Ecosystem Services* 26: 111-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.006>

- Soukup, T., Feranec, J., Hazeu, G., Jaffrain, G., Jindrova, M., Kopecky, M., Orlitova, E., 2016. Chapter 11 CORINE Land Cover 2000 (CLC2000): Analysis and Assessment. [European Landscape Dynamics.]. pp. <http://dx.doi.org/10.1201/9781315372860-12>
- Vinogradovs, I., Nikodemus, O., Elferts, D., Brūmelis, G., 2018. Assessment of site-specific drivers of farmland abandonment in mosaic-type landscapes: A case study in Vidzeme, Latvia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 253: 113-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.016>  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.016>
- Walz, U., Syrbe, R., Grunewald, K., 2017. Where to map? In: Burkhard B, Maes J (Ed.) [Mapping Ecosystem Services.] Pensoft Publishers, Sofia, Bulgaria. 374 pp. [In English]