

**Univerzita Karlova**

**Fakulta humanitních studií**

**Environmentální studia**



**Hodnocení ekosystémové integrity a služeb na regionální úrovni s využitím  
participativních postupů**

Disertační práce

**Mgr. Jakub Zelený**

**Vedoucí práce:** Mgr. Davina Elena Vačkářova, Ph.D.

2022

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem předkládanou práci zpracoval/a samostatně a použil/a jen uvedené prameny a literaturu. Současně dávám svolení k tomu, aby tato práce byla zpřístupněna v příslušné knihovně UK a prostřednictvím elektronické databáze vysokoškolských kvalifikačních prací v repozitáři Univerzity Karlovy a používána ke studijním účelům v souladu s autorským právem. Zároveň prohlašuji, že práce nebyla využita k získání jiného nebo stejného titulu.

V Praze dne:

Jakub Zelený

## **Poděkování**

Na tomto místě bych rád poděkoval své školitelce Davině Vačkářové za vedení práce a své rodině za trpělivost a schovívavost, kterou mi prokazovala během studia.

## NÁZEV:

Hodnocení ekosystémové integrity sužeb na regionální úrovni s využitím participativních metod

## AUTOR:

Mgr. Jakub Zelený

## KATEDRA (ÚSTAV)

Environmentální studia

## ŠKOLITEL:

Mgr. Davina Elena Vačkářová, Ph. D.

## ABSTRAKT:

Předkládaná práce navrhuje a aplikuje sadu metod určených k popisu ekosystémové integrity, služeb a krajinných hodnot, včetně jejich interakce, na příkladu několika studovaných regionů. Zahrnuté publikace popisují 4 typy metod k hodnocení těchto fenoménů: analýzu dat z dálkového průzkumu Země, regionálních statistických údajů, expertních matic a kvalitativních rozhovorů a mapování. Aplikované metody lze rozdělit na přírodovědné a společenskovední, přičemž součástí práce je ohodnocení přínosu a porovnání kompatibility mezi těmito značně odlišnými metodami při hodnocení vybraných prvků krajinných celků. Metody jsou aplikovány v různých škálách, sahajících od městských částí (10 km<sup>2</sup>) až po spolkové státy. Přírodní ekosystémy a lesy byly hodnoceny z hlediska ekosystémové integrity nejlépe, přičemž vztah mezi ekosystémovou integritou a produkcí zemědělských plodin byl záporný. Kvalitativní mapování krajinných hodnot odhalilo, že bezzásahové a nedostupné oblasti, stejně jako jednoúčelové hospodářské lokality, měly nízkou společenskou hodnotu z hlediska intenzity a/nebo pestrosti hodnot. Místa s vysokou ekosystémovou integritou byla hodnotná tehdy, pokud byla současně dostupná infrastruktura (např. cesty, informační tabule, ubytování). Publikace zahrnuté v této práci si kladou za cíl přispět k poznání v oblasti vědy o udržitelnosti a studiu Sociálně-Ekologických Systémů (SES), přičemž usilují o poskytnutí holistického popisu krajiny, vyjádřené jako interakce mezi zájmovými skupinami, krajinnými hodnotami, ekosystémovými službami a ekosystémovou integritou.

## KLÍČOVÁ SLOVA:

Ekosystémová integrita, Dálkový průzkum země, Ekosystémové služby, Krajinné hodnoty, Kvalitativní mapování

TITLE:

Evaluation of ecosystem integrity and services on regional level with the use of participatory approaches

AUTHOR:

Mgr. Jakub Zelený

DEPARTMENT:

Environmental studies

SUPERVISOR:

Mgr. Davina Elena Vačkářová, Ph.D.

ABSTRACT:

The presented work proposes and applies a set of methods designed to describe ecosystem integrity, services and landscape values, including their interaction, on the example of several studied regions. The included publications describes 4 types of methods for evaluating these phenomena: remote sensing of the Earth, regional statistics, expert matrices, and qualitative interviews and mapping. Applied methods can be divided into natural sciences and social sciences, and part of the work is to evaluate the benefits and compare the compatibility between these very different methods in evaluating selected elements of landscapes. The methods are applied in a variety of ranges, ranging from urban areas (10 km<sup>2</sup>) to the federal states. Natural ecosystems and forests have been assessed best in terms of ecosystem integrity, with the relationship between ecosystem integrity and crop production being negative. Qualitative mapping of landscape values revealed that pristine and inaccessible areas, as well as single-purpose sites, had low societal value in terms of intensity and / or diversity of values. Places with high ecosystem integrity were valuable when infrastructure was available at the same time (eg roads, information boards, accommodation). The publications included in this work aim to contribute to the knowledge of sustainability science and the study of Socio-Ecological Systems (SES), seeking to provide a holistic description of the landscape, expressed as interactions between stakeholders, landscape values, ecosystem services and ecosystem integrity.

KEYWORDS:

Ecosystem integrity, Remote sensing, Ecosystem services, Landscape values, Participatory mapping

## **Seznam publikací zahrnutých v disertační práci**

### **Článek 1**

**Zelený, J.**, Mercado-Bettín, D., Müller, F., 2021. Towards the evaluation of regional ecosystem integrity using NDVI, brightness temperature and surface heterogeneity. *Science of the Total Environment* 796, 148994. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148994>

### **Článek 2**

**Zelený, J.**, Bicking, S., Dang, K.B., Müller, F., 2020. Combining Methods to Estimate Ecosystem Integrity and Ecosystem Service Potentials and Flows for Crop Production in Schleswig-Holstein, Germany. *Landscape Online* 1–36. <https://doi.org/10.3097/lo.202079>

### **Článek 3**

Müller, F., Bicking, S., Ahrendt, K., Kinh Bac, D., Blindow, I., Fürst, C., Haase, P., Kruse, M., Kruse, T., Ma, L., Perennes, M., Ruljevic, I., Schernewski, G., Schimming, C.G., Schneiders, A., Schubert, H., Schumacher, J., Tappeiner, U., Wangai, P., Windhorst, W., **Zelený, J.**, 2020. Assessing ecosystem service potentials to evaluate terrestrial, coastal and marine ecosystem types in Northern Germany – An expert-based matrix approach. *Ecological Indicators* 112, 106116. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106116>

### **Článek 4**

Daněk, J., **Zelený, J.**, Pecka Sejková, A., Vačkářů, D., 2020. Exploring and Visualizing Stakeholder Value Regimes in the Context of Peri-Urban Park Planning. *Society*

### **Článek 5 (Kapitola v knize)**

**Zelený, J.**, Mercado-Bettín, D., 2020. Evaluation of Ecological Integrity in Landscape Based on Remote Sensing Data, in: Westra, L., Bosselmann, K., Fermeglia, M. (Eds.), *Ecological Integrity in Science and Law*. Springer, pp. 161–173. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-46259-8>

Práce připravené k publikaci:

### **Článek 6**

Zelený, J. (2022). Hodnocení a mapování krajinných hodnot v návaznosti na ekosystémovou integritu regionu CHKO Třeboňsko. Přípravovaná studie

### **Autorský podíl na publikacích:**

Výzkum v **Článku 1** jsem navrhl, provedl sám a výsledný článek napsal s pomocí spoluautorů, kteří poskytovali zpětnou vazbu (můj podíl 95 %). Nápad na výzkum v **Článku 2** vzešel v průběhu mé stáže na Universitě v Kielu, a představuje integraci dílčích datových sad, které jsme s kolegy doktorandy vyprodukovali v rámci našeho studijního pobytu. Každý z autorů poskytl výsledky své metody, na kterou se specializoval, přičemž jednotlivým tématem bylo zhodnocení spolkového státu Šlesvicko-Holštýnsko. V rámci výzkumu jsem obstaral výstupy z satelitních snímků a statistické zhodnocení veškerých výstupů; autorství článku jsme si rozdělili s druhou autorkou (přibližně v poměru 60/40) přičemž zbylí autoři poskytovali zpětnou vazbu (Můj celkový podíl na práci 45 %, druhá autorka 35 % zbývající autoři po 10 %). **Článek 3** vznikl v širokém kolektivu přispěvatelů, přičemž můj příspěvek spočíval v dodání expertních dat k ekosystémové integritě, poskytování zpětné vazby k metodě expertního hodnocení a následné revizi článku (můj podíl 5 %). **Článek 4** napsal převážně hlavní autor ve spolupráci s ostatními autory, přičemž já a třetí autorka jsme byli zodpovědní za návrh, provedení výzkumu včetně jeho vyhodnocení a interpretace (můj podíl je 30 %, první autor 30 %, třetí autorka 20 % a čtvrtá 10 %). **Článek 5** je kapitolou v knize a obsahově i autorsky se překrývá s Článkem 1. **Článek 6** představuje dosud nepublikovaný příspěvek, který je nicméně klíčový pro předkládanou disertační práci a který plánuji odeslat k publikaci v roce 2022.

### **Zkratky použité v textu**

SES – Sociálně-Ekologické Systémy

DPZ – Dálkový Průzkum Země

ES – Ekosystémové služby

EI – Ekosystémová integrita

GIS – Geografický Informační Systém

RIEI – Regionální Index Ekosystémové Integrity

ESA – European Space Agency

USGS – United States Geological Survey

NASA - National Aeronautics and Space Administration

PPGIS - Public Participatory GIS

PGIS – Participatory GIS

CHKO – CHráněná Krajinná Oblast

## Obsah

1	Úvod.....	10
1.1	Cíle a vymezení pole zájmu práce.....	12
1.2	Výzkumné otázky a hypotézy .....	14
2	Teoretický základ práce:.....	15
2.1	Definice a zakotvení použitých konceptů v literatuře .....	15
2.1.1	Sociálně-Ekologické Systémy .....	16
2.1.2	Ekosystémová integrita .....	18
2.1.3	Samo-organizace v SES .....	20
2.1.4	Sémiotické rozhraní.....	20
2.1.5	Ekosystémové služby .....	21
2.1.6	Krajina.....	23
2.1.7	Krajinné hodnoty .....	24
2.2	Začlenění publikací do teoretického rámce SES .....	25
3	Metodický rámec práce .....	27
3.1	Praktické výzvy při řešení tématu .....	29
4	Metody.....	30
4.1	Studované oblasti .....	31
4.2	Použitý software .....	31
4.3	Zdroje dat, analýzy a indikátory .....	31
4.3.1	Dálkový průzkum Země .....	31
4.3.2	Regionální statistiky .....	32
4.3.3	Expertní hodnocení.....	33
4.3.4	Kvalitativní mapování krajinných hodnot .....	33
5	Výsledky.....	34
5.1	Článek 1 a 4.....	34
5.2	Článek 2.....	34
5.3	Článek 3.....	35
5.4	Článek 5.....	35
5.5	Článek 6.....	36
5.6	Celkové zhodnocení výsledků.....	36
6	Diskuse .....	37
6.1	Zhodnocení metod a jejich komplementarity .....	37
6.2	Úskalí spojená s aplikací smíšených metod .....	38



6.3	Teoretické závěry plynoucí z výsledků práce.....	40
7	Závěry z publikovaných prací .....	42
8	Shrnutí .....	44
9	Literatura .....	45

# 1 Úvod

Jako většina prací z oblasti environmentálních věd začíná tento text konstatováním závažnosti stavu planety. Environmentální disciplína, a v dnešní době i mnoho souvisejících hnutí a perspektiv zabývajících se životním prostředím, vznikla a vyvíjí se v odezvu na současný neutěšený a rapidně se zhoršující stav lidstva, přičemž její aspirací je přispět ke snaze tento trend zpomalit a zvrátit. Jednoduchá řešení neexistují, ani porozumění příčinám problému není často snadné; komplexita vztahu člověka a biosféry zatím uniká rozlišovací schopnosti vědeckých nástrojů, které máme k dispozici. Řešení palčivého problému leží někde na pomezí mezi kulturou a přírodou, společenskými a přírodními vědami, jak si environmentální vědci v posledních dekádách stále více uvědomují (Mooney et al., 2013). Společenské a přírodní vědy se po mnoho let stavěly do protichůdných pozic, což retardovalo vývoj poznání v environmentálních vědách, konkrétně studium interakcí mezi člověkem a přírodou (Folke et al., 2016; Preiser et al., 2018). Požadavek na integraci obou vědeckých paradigmat vychází z předpokladu, že společenské procesy jsou z velké části příčinou a hnacím motorem změn, které se dějí v biosféře a atmosféře naší planety Země, a je jich zahrnutí to vědeckých konceptů je proto naprostou nezbytností k pochopení a zvládnutí komplexní situace ve které se nalzáme (Preiser et al., 2018).

Realita postupující změny klimatu však způsobuje ve vědecké komunitě rostoucí deziluzi ohledně smysluplnosti vědecké práce<sup>1</sup> jakožto procesu akumulace informací. V současné situaci se jedním z důležitých kritérií kvality nebo hodnoty vědy o udržitelnosti stává její schopnost vést k zásadní kolektivní změně chování (Miller et al., 2014; Opdam 2020). Všeobecná neochota ke změně přístupu tváří v tvář faktům v mnoha oblastech poukazuje na možnou krizi, ve které se tato disciplína nachází<sup>2</sup>. Existující mezera mezi vědeckými poznatky a jejich aplikací v praxi je široce přijímaná (např. Burbridge et al. 2011; Tkachenko et al. 2017), včetně disciplín jako je studium ekosystémových služeb (Wright et al., 2017), ochrana biodiversity (Toomey et al., 2017), krajinná ekologie (Opdam et al., 2018) a věda o udržitelnosti (Miller et al., 2014). Mezi hlavní důvody této nekonsistence se obecně považuje tzv. lineární model přenosu informace, kdy badatel slouží jako jednosměrný poskytovatel znalosti bez aktivní účasti v praktické aplikaci znalostí zájmovými skupinami (Bertuol-Garcia et al. 2018). Je známo, že samotná akumulace znalostí není dostatečná ke změně chování (Palmer 2012) a forma zprostředkování znalostí hraje neméně důležitou roli (Turnhout et al., 2013). Ukazuje se, že výzkumníci někdy sledují jiné cíle a potřeby než ti, kteří mají vědecké výsledky využívat v praxi. Zatímco vědci se typicky snaží převést poznatky na abstraktní kategorie tak, aby zapadaly do jejich konceptuálních modelů, ti, kteří mají vědecké poznatky využívat zajímají o aplikaci v lokálním kontextu (Hernandez-Morcillo et al., 2017; Opdam 2020).

Během posledních dekád se jako alternativní model začal prosazovat tzv. oboustranný model přenosu informace, kdy se badatel učí jaký typ a formát informace je pro cílovou skupinu nejlépe využitelný, přičemž tento přístup je obzvláště relevantní v environmentálních vědách (Van Kerkhoff and Lebel 2006; Reed et al. 2014). V rámci takového přístupu je nutno počítat nejen s požadavky objektivní vědy, ale i se subjektivním vnímáním příjemců znalosti. Z výzkumů je totiž patrné, že vědci chápou vědecké koncepty zcela jinak než laikové, což představuje překážku v přenosu informace, případně tato inkoherece mezi interpretacemi pojmů může vést k zásadnímu ovlivnění výsledků bádání, zejména pokud se hodnotí percepce např. krajinných hodnot nebo biodiversity u zkoumaných skupin veřejnosti (Bernardo et al., 2021). Přizpůsobení znalosti příjemcům totiž žádá, aby vědec „sestoupil“ na jejich úroveň, často aby byl schopen přeložit vědecké koncepty a žargon do jazyka příjemců z řad laiků a hlavně, aby dokázal informace formulovat v kontextu významů a souvislostí, ve kterých jsou příjemci

---

<sup>1</sup> <https://www.resilience.org/stories/2022-01-11/scientists-call-for-a-moratorium-on-climate-change-research-until-governments-take-real-action/>

<sup>2</sup> <https://www.nature.com/articles/d41586-021-02990-w>

informace zvyklí uvažovat (Preiser et al., 2018). Opdam (2020) v návaznosti na výše zmíněný požadavek, aby informace vedly k adekvátní změně jednání (směrem k udržitelnosti) navrhl 4 kroky:

1. aktéři vnímají informace jako významné vzhledem k jejich zastávaným hodnotám a zájmům,
2. informace jsou pro ně prakticky využitelné v kontextu témat, která reálně řeší,
3. informace vedou k posílení budování společenských struktur a posilují sdílené hodnoty udržitelnosti jako společného zájmu a
4. informace přispívá k schopnosti prosadit změnu a tím pádem posiluje pocit schopnosti situaci změnit vlastními silami (pozn. „*self-efficacy*“)

Jak zmiňuje Clark (2007), věda o udržitelnosti je nejlépe uchopitelná ne jako základní výzkum, ani aplikovaný, ale jako výzkum inspirovaný uživateli („*use-inspired basic research*“).

Výše uvedenými argumenty se snažím poukázat na nutnost vědy vystoupit ze své „komfortní zóny“ do světa, ve kterém žijí a uvažují skuteční lidé. V termínech filosofie vědy se jedná o propojení mezi vědou, která si klade za cíl popis „objektivní“ reality a tou, která se zaměřuje na subjektivní percepci lidmi. Výhody integrace obou přístupů jsou i metodické, jelikož lidé jsou s environmentálními aspekty v místě svého bydliště velmi dobře obeznámeni skrze znalost a zkušenost a mohou poskytnout cenné údaje o stavu přírody bez vysokých finančních, časových a technických nároků (Hedblom et al., 2020; Manuel-Navarrete et al., 2021). Přesto otázka, kterou se zde snažím předeštět se netýká jen správné kombinace přírodních a společenských metod, ale podstaty metodologie vědecké práce jako takové.

Tato radikální otázka vychází z četných zjištění, popisující zásadní nesoulad mezi vnímáním světa (např. pojem biodiversity) vědci a laickou veřejností (např. Fisher a Young, 2007). Tento nesoulad poukazuje na zjištění, že vědecké chápání světa není jediné, že není ani jediné správné, že by chápání laické veřejnosti poměřováno z pozice vědeckých konceptů (Bernardo et al., 2021), nýbrž že vědecká znalost by měla být považována za komplementární a stejně hodnotnou jako znalost laiků a četných domorodých národů a kultur (Manuel-Navarrete et al., 2021). Dle autorů Manuel-Navarrete et al. (2021) by si navíc vědci měli uvědomit, že vědecký jazyk je jeden z mnoha popsanych znalostních systémů (konkrétně 1 z 6900), a že je značně kulturně vychýlený (euro-centrický, patriarchální) tedy ovlivněný ideovými předpoklady pokrývajícími vidění reality a které je třeba se nejprve pracně odnaučit.

Nedostatky při studiu sociálně-ekologických interakcí tedy úzce souvisí s metodologií sběru a interpretace dat, kdy se uměle udržuje analytická oddělenost vědecké teorie od subjektivní perspektivy místní komunity. Oproti tomu mnoho autorů nabádá k tomu, aby věda o udržitelnosti byla metodologicky inkluzivní, aby se neomezovala na jedinou úroveň interpretace, nýbrž aby přijala pluralitu světonázorů a kulturně-lingvistických systémů za svou (Norgaard, 1989; Folke et al., 2016; Cebrián a Piqueras, 2020). Tyto požadavky obecně vyjadřují obhájci transdisciplinárního přístupu k bádání, které vytváří nároky daleko přesahující hranice pouhé kombinace přírodních a společenských věd. Někteří doporučují, aby badatelé vstupovali do procesu spolu-utváření významu zkoumaných fenoménů (např. biodiversity) s místními komunitami, což by umožnilo adekvátně inkorporovat znalostní systémy domorodých a laických komunit, které jsou často definované jako lokální, kontextuální, adaptivní (proměnlivé, dynamické), kolektivně sdílené a situované v rámci životní dráhy konkrétních lidí (Boschmann a Cubbon, 2014; Bernardo et al., 2021; Manuel-Navarrete et al., 2021).

*„Výzkumníci, kteří se zabývají transdisciplinarnitou mají obvykle za cíl demokratizovat produkci znalostí zapojením účastníků z vnější akademické sféry do navrhování, implementace, šíření a/nebo využívání výzkumu. Transdisciplinarnita se obecně snaží koprodukovat znalosti prostřednictvím inkluzivnějších dialogů s neakademickými aktéry a jejich formami odbornosti (Darbellay et al. 2008, Beech et al. 2010). Koprodukce je často ospravedlňována instrumentálně argumentem, že může přinést více společensky*

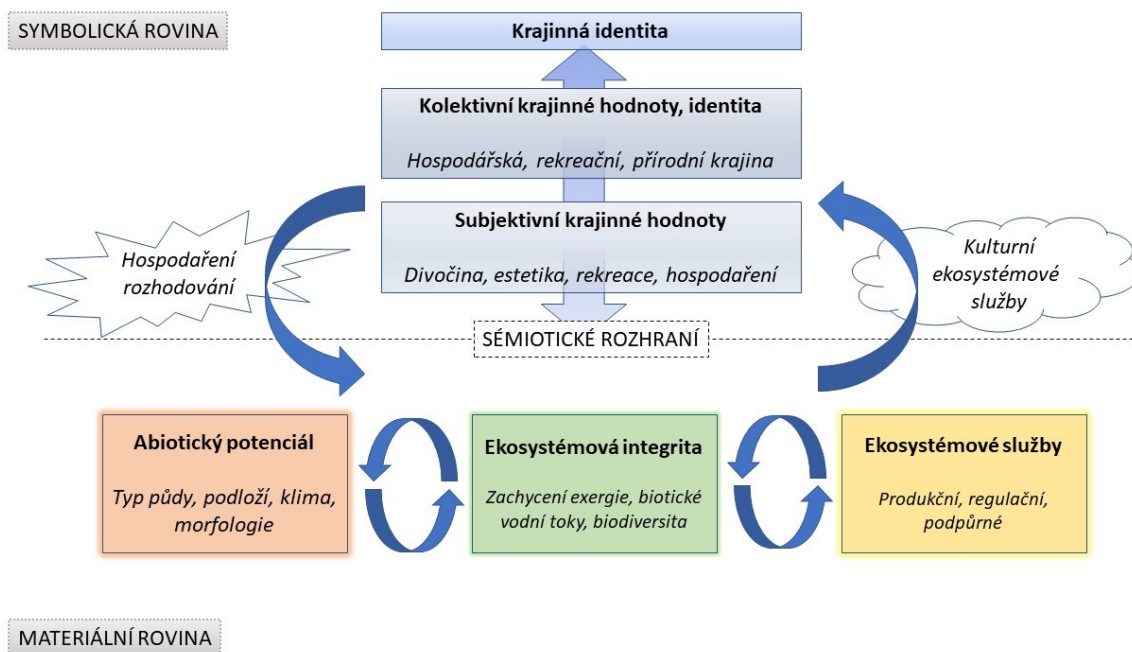
*relevantních znalostí se zvýšenou schopností využít společenské změny (Schneider a Buser 2018, Schäfer a Bergmann 2020). Koprodukce však může také zlepšit výzkum metodologicky, epistemologicky, ontologicky nebo axiologicky; to znamená rozšířením toho, jak se znalosti vytvářejí, co se považuje za platné vědění, co je poznatelné a co stojí za to vědět (López-Huertas 2013, Latulippe a Klenk 2020).“ (Manuel-Navarrete et al., 2021)*

Jinými slovy, co výše zmínění autoři navrhují je jednoduše přehodnocení všech hodnot a „očistění“ od všech předpokladů a konceptů, než vstoupí do výzkumného terénu. Badatelé mají být nadále daleko více receptivní vůči studovanému fenoménu a nechat svou metodologii „kontaminovat“ výzkumným vzorkem, čímž se jejich práce stane nejen relevantní z hlediska srozumitelnosti informace, ale i praktická a užitná z hlediska řešeného problému.

## 1.1 Cíle a vymezení pole zájmu práce

S ohledem na výše zmíněné aspirace vědecké práce se tato studie snaží přispět ke bádání v oblasti sociálně-ekologických interakcí a vědy o udržitelnosti ve třech ohledech: teoreticky, metodicky a prakticky. Tyto tři aspekty jsou sledovány v různé míře, přičemž hlavní akcent je kladen na vývoj a ověřování existujících a nových metod, a jejich možné kombinaci, přičemž jedním z klíčových záměrů práce je využití a zhodnocení kombinace přírodovědných a společenských metod sběru a analýzy dat. Požadavek výše zmíněné transdisciplinarity je zde sledován a její naplnění je zhodnoceno v diskuzi práce (Kapitola 6).

V rámci publikovaných výstupů jsem navrhl a na příkladu případových studií aplikoval několik metodických přístupů, které mají za cíl zhodnotit vybrané prvky geografického regionu. Jednotící úroveň celé práce je právě popis regionů nebo krajín („*Landscape*“; definice pojmů viz. Tabulka 1), přičemž koncept krajiny představuje fokální rámec celé práce. Krajina se v této práci pojímá z hlediska dvou složek, biofyzikální a společenské. V této práci pracuji zejména s třemi koncepty, které mají za cíl reprezentovat tyto dvě složky včetně jejich interakcí: ekosystémová integrita, ekosystémové služby a krajinné hodnoty. Výběr konceptů si nekladou za cíl popsat všechny interakce a vlivy v krajině, tedy endogenní a exogenní vlivy, ale soustředí se na konkrétní klíčový prvek, který je zároveň hlavní osou celé práce: **jak stav ekosystémů, reprezentovaný jako ekosystémová integrita, souvisí s ekosystémovými službami a percepcí těchto služeb obyvateli?**



Obr 1. Pracovní schéma Sociálně-Ekologického Systému, které je teoretickou osou této práce. Sestává se ze dvou primárních os (vertikální a horizontální) které jsou navzájem asymetrické. První osa leží v materiální rovině a popisuje kauzalitu mezi abiotickým prostředím, ekosystémovou integritou a ekosystémovými službami (produkční, regulační, podpůrné). S druhou osou, která leží v symbolické rovině, interagují všechny tři komponenty první osy prostřednictvím sémiotického rozhraní, tedy prostřednictvím znaků a významů. Koncept kulturních ekosystémových služeb slouží k popisu interakce mezi subjektivními a kulturními krajinnými hodnotami a ekosystémovými službami. Symbolická rovina SES zpětně interaguje s materiální rovinou prostřednictvím hospodaření a rozhodování. Pojem krajinná identita popisuje celkový význam, který krajina nese (navenek i vnitřně), a který lze označit pojmem „značka“ (Taylor, 2012). Adaptováno z Manuel-Navarrete, 2015.

Jedním z cílů práce bylo vyvinout metodu hodnocení ekosystémové integrity a její výsledky porovnat se subjektivní percepcí krajiny vybranými zástupci zájmových skupin a vybranými ekosystémovými službami. Základní hypotéza práce totiž spočívala v tvrzení, že ekosystémová integrita není pouze objektivně daná realita, tedy skutečnost, kterou definuje pouze výzkumník a odborník, ale že se jedná o realitu spoluutvářenou lidmi, kteří v dané lokalitě žijí a kteří ji znají. Přístup vychází z uznání, že místní obyvatelé mají nejen unikátní znalost oblasti a její historie, nýbrž že oni sami definují, jak by krajina měla vypadat a fungovat (Reza a Ablullah, 2011). Předpoklady práce, která má mít užitek pro obyvatele dané lokality je, že její metody i výsledky jsou relevantní v daném kontextu, tj. s ohledem na potřeby, zvyky a živobytí lidí, kteří krajinu spoluutvářejí (Opdam et al., 2020).

Dalším východiskem této práce je fakt, že interakce subjektivní percepce, ekosystémových služeb a ekosystémové integrity je v praxi velmi málo empiricky prozkoumaná. Předně, proč jsem zvolil právě tyto tři koncepty pro zkoumání socio-ekologických interakcí v krajině: předpokladem blahobytné existence lidí v konkrétním regionu je jistá schopnost ekosystémů poskytovat podmínky nutné k životu. Zatímco koncept ekosystémové integrity jsem zvolil k reprezentaci potenciálu ekosystémů poskytovat tyto podmínky, samotné „benefity“ přírody jsou typicky v literatuře pojmenovávány pomocí konceptu ekosystémových služeb (Kandziora et al., 2013; Chaudhary, et al., 2015). Oba koncepty jsou silně ovlivněné vědeckou teorií a interpretací a jednou z často pokládaných otázek zůstává, jak tyto skutečnosti vnímají konkrétní obyvatelé (Wolff et al., 2015; Raymond a Kenter, 2016; Hejnowicz a Rudd, 2017). Práce se tedy pohybuje na hranici mezi objektivní a subjektivní perspektivou, a proto volí

i patričné metody z prírodných a spoločenských vied. Interakce mezi subjektivní a objektivní složkou, stejně jako otázka integrace přírodních a společenských věd při studiu krajiny je jednou z klíčových výzev této práce.

Třetím východiskem práce je snaha o uchopení krajinného celku jako specifického, úzce vymezeného Sociálně-Ekologického Systému (SES), tedy komplexního systému vztahů, toků materiálů, energií a významů, jehož hranice jsou vymezeny geograficky. Specifickým přístupem této práce je snaha o uchopení studovaného SES z hlediska kaskády definované třemi základními kroky v pořadí: ekosystémová integrita, ekosystémové služby a krajinné hodnoty. Jelikož jsou SES v literatuře definované různě, a mnohdy nejsou definované vůbec (Colding a Barthel, 2019), existuje jistá volnost v tom, jaké komponenty a interakce lze do systému zařadit (a jaké záměrně vyloučit). Sociálně-ekologická realita je příliš komplexní na to, aby ji dokázal jakýkoliv současný (i budoucí) vědecký koncept beze zbytku popsat. Modelové a systémové uchopení problému je v této práci využito k redukci komplexity a k umožnění popisu vybraných interakcí, zejména endogenních vztahů a významů za současného vyloučení většiny exogenních vlivů jako je např. světový trh, globální změna klimatu, případně většina dlouhodobých trendů.

Interakce mezi výše jmenovanými komponenty kaskády (ekosystémová integrita, služby a krajinné hodnoty) nejsou vždy studovány konsistentně, tedy v konkrétních publikacích je pozornost věnována nanejvýš dvěma komponentům a jejich interakcím, přičemž předkládaná práce usiluje o integraci dílčích zjištění jednotlivých studií do širšího rámce, který je vymezen právě jmenovanou kaskádou. Díky tomu je možné sestavit úplnější obrázek toho, jak dané interakce fungují, nicméně stále v něm zůstává několik prázdných míst, které v zahrnutých publikacích studovány nebyly nebo nebyly studovány dostatečně. Jedná se zejména o interakci mezi objektivně měřenými ekosystémovými službami a subjektivně vnímanými krajinnými hodnotami, dále pak interakci mezi ekosystémovou integritou a tzv. regulačními a kulturními službami. Specifickým problémem zůstává možný obsahový překryv mezi jmenovanými komponenty kaskády, konkrétně mezi ekosystémovou integritou a regulačními službami na jedné straně a kulturními ekosystémovými službami a krajinnými hodnotami na druhé.

S ohledem na název práce je třeba zmínit, že v rámci předkládaných přístupů byly zahrnuty metody, které se správně nazývají kvalitativní a nikoliv participativní. Participativní metody odkazují spíše k přístupům na bázi participativních seminářů (workshopů), a ačkoliv byl takový směr zvažován v počátcích řešení práce, v jeho průběhu byl nakonec zvolen kvalitativní přístup, a proto by se práce měla jmenovat spíše „hodnocení ekosystémové integrity a služeb na regionální úrovni s využitím kvalitativních přístupů.“

## 1.2 Výzkumné otázky a hypotézy

Předkládaná práce přispívá k vědeckému poznání o krajinných celcích (krajínách) z hlediska tří kritérií:

- a) Metodicky, přičemž mezi přínosy zahrnutých prací patří zejména inovativní vývoj empirické metody hodnocení ekosystémové integrity (**Článek 1 a 2**), dále pak adaptace metody kvalitativního mapování krajinných hodnot a odvození dílčích prostorových indikátorů z kvalitativních dat (**Článek 5 a 6**).
- b) Teoreticky tím, že dále specifikuje definici ekosystémové integrity, její vazby na produkční ekosystémové služby (**Článek 1 a 2**) a subjektivně vnímané krajinné hodnoty (**Článek 6**) a dále přispívá k poznání v oblasti studia SES a vnímání strukturálních komponent krajiny jejich obyvateli (**Článek 5 a 6**).
- c) Prakticky introdukcí a aplikací nenáročných (odborně, technicky, finančně, časově, personálně) postupů hodnocení ekosystémové integrity, služeb a krajinných hodnot.

V rámci práce jsem se zaměřil na zodpovězení hlavní výzkumné otázky a několika dílčích podotázek. Hlavní výzkumnou otázkou bylo zjistit:

1. **Jak interagují různé hladiny ekosystémové integrity, služeb a krajinných hodnot s ohledem na jejich kvantitu a pestrost?** Testovaná hypotéza, která navazuje na modelové schéma na Obr. 1 předpokládá, že ekosystémová integrita, služby i krajinné hodnoty jsou pozitivně korelované, tedy čím více ekosystémové integrity, tím více a větší diversita služeb a krajinných hodnot.

Další dílčí výzkumné otázky této práce zahrnují:

2. **Jaké metody jsou vhodné ke komplexnímu popisu krajinných celků, hodnocených z hlediska ekosystémové integrity, služeb a krajinných hodnot?** Tato otázka se ptá po optimálních metodách zkoumání biofyzikální a společenské složky krajiny s ohledem na jejich schopnost reprezentovat odpovídající komponenty v teoretickém modelu (Obr. 1) včetně toho, jak na sebe metody navazují a jak jsou navzájem kombinovatelné. Součástí otázky je i téma, jak propojit přírodovědné a společenskovední přístupy k hodnocení krajiny tak, aby výsledné zjištění bylo porovnatelné a dávalo ucelený obraz socio-ekologické reality.
3. **Jaký je ekologický stav ekosystémů studované krajiny a co z toho vyplývá pro hospodaření s ekosystémy?** Aspirací předkládaných přístupů je poskytnout nástroj a analýzu pro zhodnocení stavu a nastavení ekologických cílů pro vybraný region. Výchozí hypotézou je, že přírodní (s vysokou biodiverzitou a minimálním antropogenním vlivem) a vysoce produktivní (optimální hospodaření) ekosystémy budou vykazovat vysokou integritu, zatímco degradované nebo urbánní krajinné povrchy budou vykazovat nízkou integritu.
4. **Jaké hodnoty vnímají zástupci zájmových skupin ve zkoumané krajině a jak tato znalost jde využít jako podpora pro rozhodování?** Různé zájmové skupiny využívají krajinu různými způsoby což může vést k vzniku konfliktů („*trade-offs*“) nebo naopak synergií. Tyto společenské dynamiky mohou mít přímý dopad na ekosystémovou integritu, služby a hodnoty krajiny. Hypotézou je, že ekonomické zájmy (těžba surovin, turistika) budou stát v kontrastu k zájmům ochrany přírody a že zatímco první zájem bude preferovat extraktivní přístup k ekosystémové integritě, druhý zájem bude naopak ekosystémovou integritu zvyšovat.

## 2 Teoretický základ práce:

V této části je podán zevrubný přehled použitých teoretických konceptů včetně jejich definic a ukotvení v relevantní literatuře. Jak bylo zmíněno v úvodu, fokálním bodem předkládané práce je geografický region, krajina, kterou chápu jako prostorově vymezený sociálně-ekologický systém. Centrálním elementem tohoto systému je ekosystémová integrita, která se propaguje skrze biofyzikální parametry, ekosystémové služby a subjektivně vnímané krajinné hodnoty.

### 2.1 Definice a zakotvení použitých konceptů v literatuře

Tabulka 1: Souhrn definic pojmů používaných v textu a dalších termínů souvisejících s ekologickou integritou, krajinnou a krajinnými hodnotami

Concept	Description	Literature source
Ekologická integrita	<i>Vzdálenost od přirozené reference – relativně neovlivněná lidským zásahem</i>	Karr & Dudley 1981; Karr, 1993; Westra et al. 2000

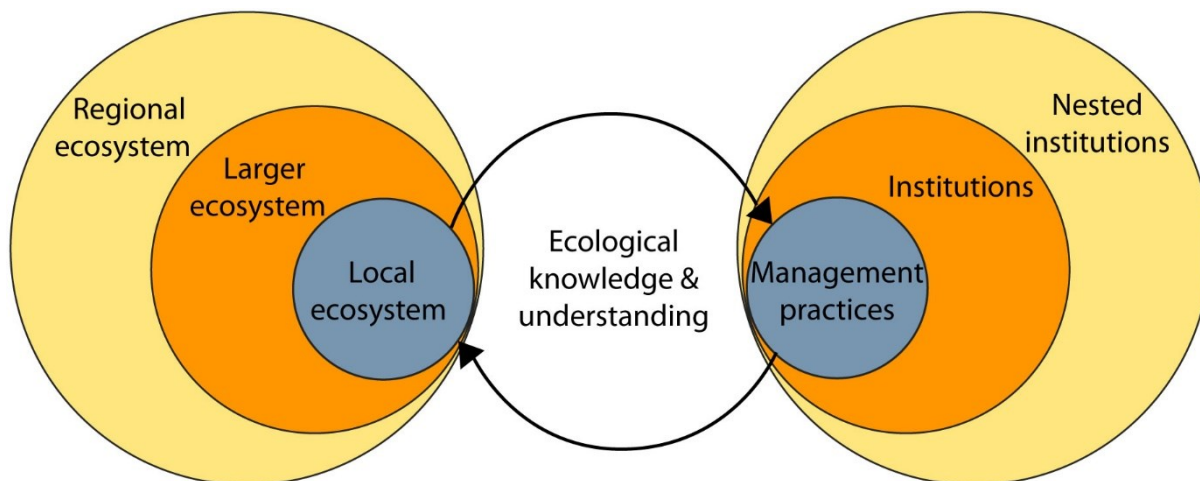
Ekosystémová integrita	<i>... stupeň samo-organizace, která je regulovaná různými abiotickými vstupy a limity a antropogenním hospodařením</i>	Zelený et al., 2021
Ekosystémové zdraví	<i>Celková prosperita, produktivita, odolnost a resilience antropogenního ekosystému</i>	Rapport et al., 1998; Costanza, 2012
Stav ekosystému	<i>Schopnost ekosystému poskytovat služby ve vztahu k jeho potenciální kapacitě vyplývající ze stavu ekosystému</i>	European Commission 2014, p. 78
Resilience	<i>Schopnost udržet nebo obnovit stav organizace po disturbancech</i>	Holling, 1973; Pimm, 1984
Odolnost	<i>Schopnost zmírnit negativní účinky stresu nebo vyrušení</i>	Millar et al., 2007; Ramsfield, 2016;
Biofyzikální struktury	<i>The architecture of an ecosystem as a result of the interactions within the system</i>	European Commission 2014, p. 78
Sociálně-Ekologický systém	<i>vzájemně závislé a propojené systémy lidí a přírody, které jsou vnořené napříč škálami</i>	Bouamrane 2016
Samo-organizace	<i>... autopoetické mechanismy (sensu Maturana a Varela 1980), které jsou spojeny s teleonomickým projektem, k zajištění homeostatické údržby svého vnitřního systému</i>	Farina, 2015
Ekosystémové služby	<i>ekosystémové služby jsou příspěvky ekosystémové struktury a funkce – v kombinaci abiotickými a/nebo antropogenními vstupy – k lidskému blahobytu</i>	Adaptováno z Burkhard et al., 2012
Krajina	<i>Rozhraní mezi přírodou a kulturou, hmotným a nehmotným dědictvím, biologickou a kulturní rozmanitostí</i>	Taylor, 2012
Krajinné hodnoty	<i>Subjektivně a kolektivně vnímané významy, které se váží ke konkrétním místům nebo místně specifickým charakteristikám</i>	Zelený, 2022 (nepublikováno)

### 2.1.1 Sociálně-Ekologické Systémy

Jako první koncept uvádím pojem Sociálně-Ekologické Systémy, jelikož toto pojetí tvoří zastřešující rámec, do kterého jsou ostatní koncepty zasazeny a v rámci nějž jsou v této práci interpretovány. Pojem Sociálně-Ekologické Systémy byl zformulován během 80. a 90. let 20. století (Gallopín et al, 1989;

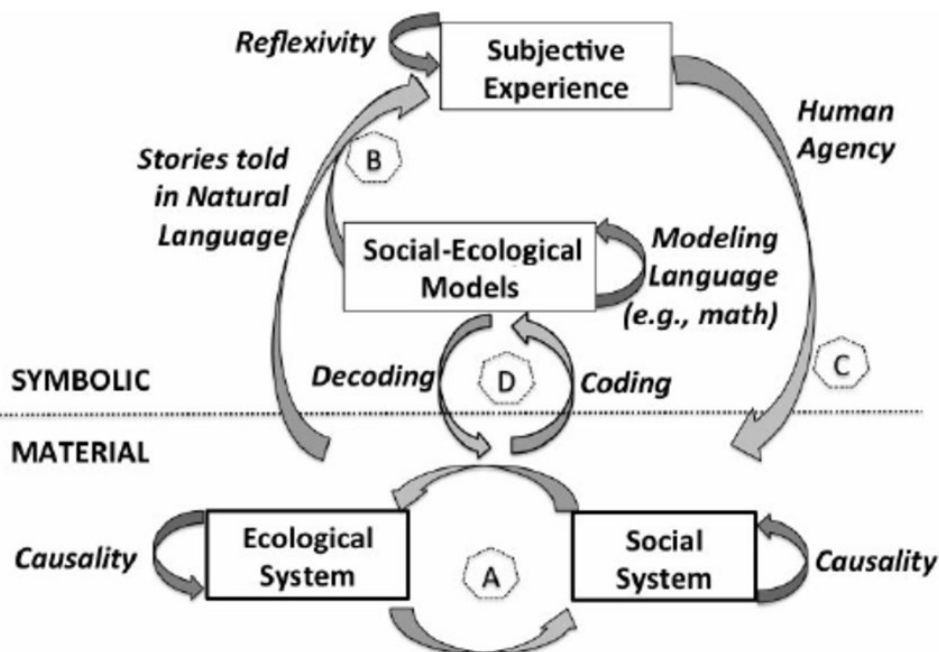


Berkes a Folke, 1998:3), přičemž vycházel z teorie disipativních struktur a resilience (Holling, 1973). Původní koncept SES popisoval systém jako spojení dvou vzájemně oddělených systémů, které jsou navzájem propojené oboustrannými kauzálními vazbami (Obr. 2). Tyto koncepce čelily zásadnímu problému s jasným vymezením hranic SES (Manuel-Navarrete, 2015), a následující přístupy si typicky za svůj fokální bod volily právě biofyzikální ekosystém, jelikož ten šlo na rozdíl od sociálního systému geograficky vymezit (Berkes a Folke, 1998:3; Alessa et al., 2009; Ostrom et al., 2009). Přístup aplikovaný v této práci je analogický v tom smyslu, že si volí za zkoumanou jednotku geograficky vymezený region, přičemž zcela opomíjí faktory sahající za hranice tohoto vymezení.



Obr. 2. Konceptuální rámec pro analýzu propojených sociálně-ekologických systémů. Zdroj: Colding a Barthel, 2019

Ačkoliv se autoři pracující s konceptem SES snažili oba komponenty systému prezentovat jako vyrovnané, v praxi byl sociální systém definován nedostatečně (Colding a Barthel, 2019) nebo striktně v terminologii přírodních a systémových věd (Manuel-Navarrete, 2015). Pozornost byla věnována materiálovým a energetickým tokům mezi oběma subsystémy a akcent kladen na ekologickou perspektivu (Folke et al. 2011; Brown, 2014). Ostatně i Berkes a Folke (1998:4) uznávají, že rozdělení mezi přírodními a sociálními systémy je arbitrární a že obě složky jsou ve skutečnosti navzájem propletené. Manuel-Navarrete (2015) zdůrazňuje roli subjektivity a reflexivity v sociálních systémech zejména roli komunikace symboly a významy v interakci s materiálním světem. Sociální agenti jsou schopni utvářet symbolické a materiální procesy kolem sebe, přičemž udržitelnost těchto struktur je závislá na souladu mezi symbolickými a materiálními procesy (Obr. 3).



Obr. 3: Schéma dvojité vazby („double-coupling“) v socio-ekologických systémech (Manuel-Navarette, 2015) Schéma popisuje symetrickou (horizontální) vazbu tvořenou hmotnými i informačními procesy (A) a asymetrickou (vertikální) vazbu mezi hmotnými a symbolicko-subjektivními procesy (B, C, D).

Dle modelu na Obr. 3 se socio-ekologický systém skládá ze dvou nestejnorodých (asymetrických) složek, ekosystému a socio-kulturní matrice symbolů a významů (Obr. 3). Horizontální osa souměrnosti popisuje interakci mezi „nemyslicími“ složkami Ekosystému a sociálního systému, kde funguje materialistická kauzalita. Složky sociálního systému (vertikální osa), které se rozhodují podle vlastní vůle (tedy myslící) poznávají svět skrze symboly v procesu kódování a dekódování (Obr. 3, D) a tvorby socio-ekologických modelů, tedy interpretací materiálních procesů a jejich prožívání vědomými agenty v podobě zkušenosti. Na základě vstupních informací a kolektivní a individuální sebe-reflexe jsou agenti schopni prostřednictvím vědomé vůle zpětně ovlivňovat materiální systém (Obr. 3, C).

### 2.1.2 Ekosystémová integrita

Prvním, kdo použil termín ekologická integrita byl Aldo Leopold ve svém zamyšlení nad přírodou, krajinou a lidským zásahu. Leopold chápal krajinu jako křehkou rovnováhu a v romantickém duchu oceňoval zejména netknutost a celistvost přírody (Leopold a Potter, 2016). Na jeho myšlenkách později vyrostl vědecký koncept ekologické integrity, který se ujal zejména v ochranářské ekologii, jelikož slouží především k určení vzdálenosti zkoumaného biotopu od jeho hypotetické, minulé nebo pravděpodobné přírodní reference (Coppedge et al., 2006; Gross et al., 2009; Blumetto et al., 2019; přehled viz. Ruaro and Gubiani, 2013). Ekologickou integritu lze chápat jako stav netknutosti, neporušenosti přírodních procesů a odolnosti vůči disturbanci.

Pojem ekologické integrity se zásadně liší od pojmu ekosystémové integrity, která není závislé na definici reference, nýbrž na relativním „výkonu“ na škále vybraných indikátorů jako je zdraví, kondice, produktivita, resilience a resistance (Roche a Campagne, 2017; Costanza 2012). Tato tradice se zakládá a tezi o ekosystémech jako adaptivních, disipativních strukturách, které spotřebovávají volnou energii k zvyšování hmoty a kapacity interních a externích toků energií a informací během růstu a učení se

(Jørgensen a Svirezhev, 2004; Stengers 2010). Živé struktury vznikají samo-organizací, což je pojem, který popisuje proces vzniku komplexních struktur a jejich odolnost (resilience) vůči disturbanci (Schneider a Kay, 1994). Ekosystémy se vyvíjejí (v evolučním slova smyslu) směrem který umožňuje lepší a rychlejší čerpání (disipace) dostupných zdrojů (Minkel 2002).

Ekosystémová integrita je pro účely této práce definována jako „*stupeň samo-organizace, která je regulovaná různými abiotickými vstupy a limity a antropogenním hospodařením*“ (Zelený et al., 2021). Z jiného úhlu pohledu lze ekosystémovou integritu definovat jako vzdálenost disipativního systému od termodynamického ekvilibria (Schneider a Kay, 1994; Müller, 2005). Z tohoto hlediska se živé struktury udržují v nerovnovážném stavu tím, že spotřebovávají volné gradienty energie a díky tomu budují komplexní struktury. S ohledem na výše zmíněné můžeme indikátory ekosystémové integrity (Müller 2005, Kandziora et al., 2013, viz. Tabulka 2) považovat za míry reprezentující vzdálenost od termodynamického ekvilibria, přičemž ekvilibrium (holá půda, skála, urbánní povrch) slouží jako reference termodynamického „výkonu“ ekosystému.

Tabulka 2: Popis šesti vybraných indikátorů EI použitých v této práci. Převzato z Zelený et al., 2020

Indikátor	Popis
Zachycení exergie	Množství sluneční energie absorbované vegetací během fotosyntézy.
Biotické toky vody <sup>3</sup>	Objem vody přepravovaný v rámci ekosystému, např. během transpirace. Vyšší průtoky indikují aktivní hydrologické poměry i efektivní metabolismus ekosystémů.
Produkce entropie	Množství fotosyntetické energie, která se spotřebovává a uvolňuje jako teplo (entropie) při biotickém dýchání. Vysoká respirace je známkou vysokých nákladů na údržbu a může indikovat vospělost nebo narušení ekosystému.
Abiotická heterogenita	Stupeň nerovnoměrnosti ekosystému, který je známkou samoorganizace. Antropogenní hospodaření s půdou má tendenci podporovat homogenizaci, zatímco během přirozené sukcese se v souladu s biodiverzitou objevuje rozmanitost vzorů a výklenků.
Objem biomasy <sup>4</sup>	Množství exergie uložené v organických sloučeninách v půdách a biomase. V půdě akumulací kapacita ovlivňuje obecnou úrodnost, schopnost zadržovat vodu a živiny a také biologickou rozmanitost.
Zadržení živin	Schopnost ekosystému zadržovat a recyklovat živiny. Narušené ekosystémy mohou být indikovány vyšším únikem živin na odtoku.

<sup>3</sup> “*Biotic water flows*”

<sup>4</sup> “*Storage capacity*”

### 2.1.3 Samo-organizace v SES

Asymetrický vztah mezi chemicko-fyzikální a biologickou-ekologickou samo-organizací je v široce přijímaným východiskem při popisu ekosystémů (Schneider a Kay, 1994); je třeba také přijmout i další úroveň asymetrie samo-organizace, která je vlastní sociálně-kulturním systémům a která je odlišná od ekologických/biologických systémů (Trosper, 2005; Stengers, 2010). Dle autorů Schneider a Kay (1994) se živé struktury v procesu samo-organizace snaží omezit množství možných stavů fyzicko-chemického prostředí tak, aby zefektivnily čerpání zdrojů, tím tedy živé struktury ovlivňují své neživé okolí, prostřednictvím ovlivnění struktur nacházejících se na rozhraní mezi dvěma systémy („*boundary conditions*“). Vlivem tendence vytvářet rozhraní s neživým světem jsou živé systémy schopny zaujmout dočasné, lokální stabilní stavy, které se projevují na úrovních buňky, jedince i celých ekosystémů (Allen et al., 2001). Tyto stavy mají určitou toleranci vůči vnější disturbanci, což se označuje termínem resilience.

Schopnost přetvářet vnější okolí je velmi výrazným rysem ekologických i sociálně-kulturních systémů, přičemž toto ovlivnění se děje jak na materiální stránce, tak na symbolické (Manuel-Naverette, 2015). Dle Almo Fariny (2015) lze samo-organizaci (= autopoiezu) živých organismů, zahrnující asymetricky spojenou biologickou a symbolickou složku, definovat takto:

*„Každý živý organismus využívá autopoetické mechanismy (sensu Maturana a Varela 1980), které jsou spojeny s teleonomickým projektem, k zajištění homeostatické údržby svého vnitřního systému. Navíc v kombinaci s dalšími percepčními a kognitivními mechanismy se organismus také dostává do vztahu se svým vnějším subjektivním kontextem, prostředím Umweltu (von Uexküll 1982).“* (Farina, 2015)

### 2.1.4 Sémiotické rozhraní

Prostor vymezený abiotickými a biotickými podmínkami, který daný organismus obývá se nazývá, ekologická nika. Almo Farina dává pojem ekologické niky do souvislosti s pojmem zdroje. Přítomnost a dostupnost zdroje určuje nosnou kapacitu prostředí pro daný ekologický druh a je tedy hlavním determinantem jeho výskytu. Podstatou zdroje je jeho schopnost regenerace po určitém čase což determinuje chování organismu, který daný zdroj využívá. V ekologii rozlišujeme dva typy organismů dle jejich vztahu k zdrojům: generalisté a specialisté. Pokud by prostředí bylo statické, byly by všechny niky v daný okamžik vždy obsazené konečným a optimálním zastoupením živočišných druhů, pravděpodobně hlavně specialisty, kteří jsou nejlépe přizpůsobeni danému zdroji. Jelikož je prostředí v čase dynamické (proměnlivé), a zdroje se regenerují nepředvídatelně pod vlivem mnoha externích faktorů, organismy musí vyvíjet strategie které jim zvýší pravděpodobnost, že daný zdroj v prostředí objeví a efektivně zužitkují.

Tyto strategie zahrnují zejména schopnost interpretace okolí pomocí učení se rozeznávání sensorických a dalších vzorců, které typicky indikují přítomnost zdroje (např. potrava v podobě jiného organismu, ložisko ropy), který může mít materiální ale i symbolickou (informační) povahu. V této zjednodušené, ale velmi plodné interpretaci světa se jednak věci, tak organismy, nebo jejich výrobky (materiální, duchovní) stávají zdrojem pro uspokojení určité potřeby<sup>5</sup> („need“). Mezi spotřebitelem a zdrojem existuje vztah predátora a kořisti, přičemž pokud je kořist živý organismus, může mezi oběma probíhat symbolická interakce kdy se kořist může např. snažit predátora zmást klamnými signály (mimetismus, aposematismus). Schopnost organismu úspěšně vyhledat, poznat a efektivně čerpat potřebné zdroje určuje jeho schopnost přežití v kompetici s ostatním organismy o daný zdroj. Tím, že se určité pole

---

<sup>5</sup> Například matka je zdrojem potravy a tepla pro potomka, ale i bezpečí a nezbytných informací, přičemž mládě musí mít vrozené a naučené vzorce chování, aby dané zdroje poznalo a našlo. Stejně tak je divadlo zdrojem kulturního obohacení, automobil zdrojem sociálního statusu a kostel zdrojem duchovní kontemplace.

symbolických významů stane pro organismus směrodatné z hlediska indikace zdrojů pro uspokojení určitých potřeb, vníká tzv. Sémiotická nika. Semiotická nika je suma symbolů a významů, které se organismus naučil a je schopen rozeznávat ve svém okolí a které odkazují k možnému zdroji (např. bukový les odkazuje na přítomnost bukových semen). Tj. ačkoliv se mohou dva různé organismy biologicky využívat stejný zdroj, bude je využívat jedině ten, který je daný zdroj schopen nejprve „poznat“ a zařadit do svého „jídelníčku.“ V tomto smyslu mají generalisté mnohem větší schopnost najít vhodnou dosud neznámou potravu ve srovnání se specialisty, a lze je proto očekávat v mnohem širším spektru habitatů než specializované tvory.

Systém rozpoznávání zdrojů se ustavuje na základě zkušenosti nebo přenosu informace, přičemž pokud mechanismus rozpoznání určitého symbolu nevede k očekávanému uspokojení potřeby, organismus se může dostat do ekologické pasti a strádat, dokud se škodlivé strategie neodnaučí a nenaučí ty správné.

S ohledem na perspektivu prostředí jako soustavu zdrojů, které se vyskytují nepravidelně a které organismy rozpoznávají prostřednictvím naučených interpretací znaků, lze na krajinu pohlížet jako na prostor vyplněný různými významy. Pro každého jednotlivce je tento prostor jedinečný (subjektivní), což neznamená, že určitá skupina jedinců nemůže významy kolektivně sdílet (prostřednictvím mechanismů přenosu informace). Každý takto prostorově vymezený význam zabírá dle Almo Fariny specifické eko-pole („eco-field“), přičemž krajinné celky jsou soubory těchto významových polí. Tam kde se překrývají stejné významy u dvou jedinců může docházet ke konfliktu („trade-off“) nebo naopak synergii (symbióza).

Živé organismy jsou charakteristické tím, že svoje prostředí přetvářejí tak, aby umožňovalo nejen efektivní čerpání zdrojů, jejich regeneraci ale i snadné rozpoznání zdrojů a jejich využití (prostřednictvím ustanovení patřičných podmínek rozhraní, např. homogenizace krajiny pro účely pěstování a sklizně monokultur). Tím se do krajiny dostává prvek, který dosud v teorii SES není dostatečně integrován a tím je „umělá“ infrastruktura. Dle teorie eko-pole lze vytvořenou infrastrukturu (cesty vybíhané zvěří, termiště jako přístřešek pro termity, přehrada jako zdroj vody pro lidi) chápat jako prostředek optimalizace rozpoznání, regenerace a využívání zdroje, přičemž v takovém případě jsou prvky infrastruktury samy nosiči eko-pole (jsou efektivně zdrojem, který může využívat omezené množství „konzumentů“). Je zřejmé, že různé zájmy vyžadují různé typy infrastruktury a ty kladou určité požadavky na přeměnu krajiny. Tyto konflikty jsou silně patrné v lidské společnosti, kdy různé nároky na infrastrukturu plynoucí z různé preference pro zdroje mohou ústít v snížení dostupnosti zdrojů pro „konkurenční“ zájmovou skupinu a způsobit tak konflikt v zájmu sebezáchovy. Skutečné využití krajiny a jejích zdrojů pak závisí na smluvním systému vztahů, který je ustanoven za účelem regulace spotřeby daného zdroje, předcházení konfliktu o zdroje nebo neudržitelnému hospodaření s nimi.

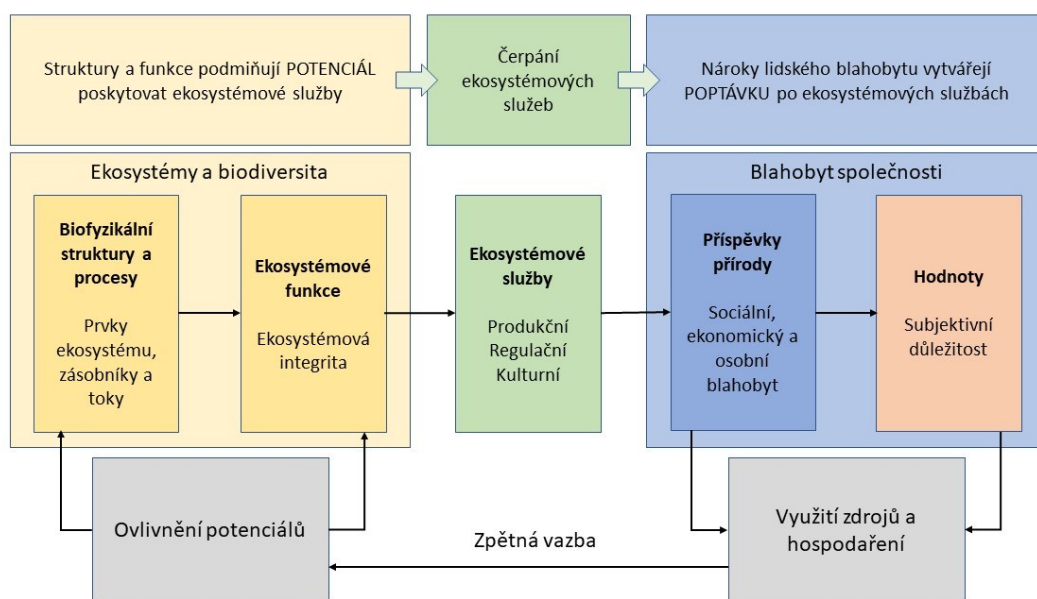
#### 2.1.5 Ekosystémové služby

Pojetí krajiny a ekosystémů jako struktury zdrojů, infrastruktury a významů, odpovídajících diversitě potřeb různých aktérů je vysoce relevantní interpretace v souvislosti s konceptem ekosystémových služeb.

Ekosystémové služby se v posledních dvou dekáдах staly velmi prominentním konceptem popisujícím závislost společnosti ekosystémech a ekologických procesech (de Groot et al., 2002; Gómez-Baggethun et al., 2010; Chaudhary et al., 2015). Mezi aspirace tohoto konceptu patří i snaha o srozumitelnou komunikaci důležitosti přírody pro lidstvo, čímž má přispět daik udržitelnému nakládání s přírodními zdroji. V tomto smyslu se jedná o důležitý koncept propojující vědu a společnost, což klade nemalé nároky na transdisciplinaritu přístupů k definici a hodnocení ekosystémových služeb (Jax et al., 2013). Dle autorů Maes et al. (2012) představují ekosystémové služby rozhraní mezi ekosystémy a sociálními systémy. S ohledem na výše zmíněný koncept Almo Fariny lze ekosystémové služby chápat jako

specifické zdroje odvozené od ekosystémů, které odpovídají konkrétním potřebám různých zájmových skupin (Farina, 2012).

Koncept ekosystémových služeb typicky zahrnuje několik pojmů, které se mohou lišit v závislosti na autorském pojetí, přičemž tyto pojmy se často v definici překrývají nebo nejsou zcela jasně vymezené. Základním stavebním kamenem jsou ekosystémové služby, které představují ekologické procesy vedoucí k produkci příspěvků přírody, zakládající lidský blahobyt (Jax et al., 2013). Jako základní model produkce lidského blahobytu z ekosystémových služeb a ekologických struktur a procesů, tzv. kaskáda ekosystémových služeb, se nejčastěji používá model autorů Haines-Young a Potchin (2012) a Obr. 4 představuje jeho adaptaci pro účely této práce.



Obr 4: Schéma kaskády „produkce“ lidského blahobytu, která tvoří rámec práce. Ekosystémy a biodiverzita představují potenciál produkce ekosystémových služeb, které jsou základem lidského blahobytu. Ekosystémy a biodiverzita se sestávají z biofyzikálních a abiotických struktur a procesů (půda, klima) a ekosystémové integrity, která zakládá ekosystémové funkce. Lidský blahobyt se skládá z „objektivních“ příspěvků přírody (potrava, voda) a subjektivně vnímaných krajinných hodnot. Vnímání hodnoty ekosystémů lidmi ovlivňuje čerpání zdrojů a hospodaření s ekosystémy, což zpětně ovlivňuje biofyzikální struktury a ekosystémovou integritu. Adaptováno z Zelený et al., 2020.

Ekologické procesy a vlastní „produkty“ přírody („*benefits*“) jsou tedy dvě oddělená jsoucna (de Groot et al., 2002), která jsou sice kauzálně spojená, nicméně oba patří do odlišných světů. Zatímco ekosystémové služby determinuje ekologický potenciál daného místa, (někdy zahrnující i antropogenní vstupy, *sensu* Burkhard et al., 2012), příspěvky přírody jsou poplatné rozdílné poptávce ze strany různých zájmových skupin. Analogická terminologie označuje ekosystémové služby za koncové příspěvky k blahobytu společnosti, zatímco ekosystémové funkce představují přírodní procesy, které jsou za služby zodpovědné (de Groot et al., 2002; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Rovněž klasifikace typů ekosystémových služeb podléhá rozdílné interpretaci, přičemž nejčastější rozdělení rozlišuje čtyři typy služeb: produkční, regulační, kulturní a podpůrné (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Gunton et al., 2017). Asi nejsnáze definovatelné jsou služby produkční, které zastupují hmotné produkty ekosystémů jako je dřevo, maso nebo pitná voda. Regulační služby zahrnují ekosystémové procesy, které vykonávají určitou službu, např. ukládají skleníkové plyny, čistí vodu nebo tvoří půdu,

kteřá má hodnotu pro společnost. Regulační služby jsou mnohem srozumitelnější ekologům než laické veřejnosti, což je možným důvodem proč v šetřeniích tyto služby typicky dostávají nejnižší společenskou hodnotu (Bryan et al., 2010; Klain a Chan, 2012). Kategorie podpůrných služeb je, podobně jako kulturní služby definována velmi vágně a ve svém důsledku může (tautologicky) zahrnovat jednoduše všechny myslitelné ekologické procesy (Gunton et al., 2017) a konceptuálně ji lze zaměnit za zde používanou ekosystémovou integritu, která je podstatně lépe definovaná.

Poslední typ služeb, tedy kulturní ekosystémové služby, představují kapitolu samu o sobě, jelikož jejich definice disponuje v literatuře nejvyšší dynamikou. Kulturní ekosystémové služby jsou považovány za velmi důležité, jelikož často určují hodnotu daného místa a podmiňují jeho udržitelnou správu (TEEB, 2010; Hiron et al., 2015) Jejich hodnocení však čelí řadě metodologických výzev, zejména plynoucích z jejich obtížného uchopení konceptuálními modely objektivistické vědy a „západního“ kulturního předporozumění (Gunton et al., 2017). Dle autorů Fisher a Eastwood (2016) jsou kulturní ekosystémové služby instrumentální v tom, jak aktéři vnímají místa v krajině, jak se v ní chovají a jak percepce a jednání utváří zkušenost a schopnost jednat. Kulturní služby tedy nejsou nemateriální, jak zní původní definice (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) ale naopak se manifestují v způsobu žití a jednání lidí, včetně jejich materiální kultury (a podle toho by měly být i studovány). Chan et al. (2016) zdůrazňují relační charakter kulturních služeb, tedy že jsou lépe reprezentovány jako vztahy mezi subjekty a jejich okolím, čímž dávají význam ostatním ekosystémovým službám:

*„Kulturní ekosystémové služby, jako příspěvek přírody k nemateriálním benefitům získaným prostřednictvím interakcí mezi člověkem a ekosystémem, jsou všezahrnující, protože jsou neoddělitelně propojeny s regulačními a podpůrnými službami ve vztazích vůči materiálním a nemateriálním benefitům ... Kulturní služby jsou tak lépe chápány jako filtry hodnot, jejichž prostřednictvím získávají význam ostatní ekosystémové služby a příroda jako taková“ (Chan et al., 2016)*

Kulturní dimenze ekosystémových služeb se postupem času stala tak důležitá, že někteří autoři začali používat termín „Nature’s Contributions to People“ (NCP) aby zdůraznili roli různých znalostních systémů v percepci hodnoty přírody a ekosystémů (Pascual et al., 2017) a tím pádem i celkového vztahu lidí k jejich prostředí. Této koncept se stal jádrovým pojetím v přístupu k tematizaci vztahu člověka k přírodě mezinárodního panelu pro biodiverzitu a ekosystémové služby při OSN (IPBES; Diaz et al., 2018).

#### 2.1.6 Krajina

Koncept krajiny představuje centrální jednotku studia přístupu, prezentovaného v této práci. Krajina je zde definována jako geograficky ohraničený region, který se skládá z fyzické/přírodní a antropogenní složky. Krajina je rovněž definována z hlediska dvou odlišných perspektiv: a) krajina jako fyzický prostor ve kterém se děje kontinuita přírodních procesů v čase, a b) krajina jako sociálně-kulturní interpretace místa (Hunziker, 2007).

Dynamika vztahu mezi subjektivní a objektivní stránkou krajiny hraje centrální roli v definici pojmu. Z hlediska živých organismů představuje krajina sumu habitatů a zdrojů (eko-pole *sensu* Farina, 2012), přičemž do samotného rozhraní mezi prostředím a subjektivitou organismu vstupuje pouze symbolická manifestace prvků krajiny, které mají pro daný organismus smysl (jsou součástí jeho sémiotické niky). Krajina představuje čtyřdimenzionální prostor (čtvrtý rozměr je čas), který je specifický kontinuitou fyzikálních, biologických, historických a kulturních procesů, přičemž prostředek interakce těchto procesů se subjektivitou organismu je zkušenost. Skrze individuální a kolektivní zkušenost dochází u sebe-reflexivních (myslících) aktérů k interpretaci v podobě příběhů a jazyka, které jsou zaplétány do místně-specifických znalostních systémů („knowledge systems;“ Cebrián-Piqueras, 2020). Agregací těchto znalostních systémů na vyšší úrovni může dojít k vniku a tvorbě jedné nebo více paralelních

krajinných identit nebo „značek,“ přičemž tyto identity reprezentují sumu významů (typicky spojených s vizuálním obrázkem), a kterými se krajiny „prezentují“ nebo jsou komunikovány navenek (mimo region; Enache a Craciun, 2013; Taylor, 2012). Tvorba a komunikace těchto identit je přímo produktem aktivní snahy aktérů, např. marketingových poradců a destinačních manažerů, případně dalších hráčů jako jsou historici, ekologové, politici apod.

*„ .. krajina je společenský fakt, přírodní, subjektivní a objektivní, materiální a kulturní produkt, který je skutečný a symbolický zároveň ... oblast, jak ji vnímají lidé, jejíž charakter je výsledkem působení a interakce přírodních a/nebo lidských faktorů ... část zemského povrchu pozorovatelná smysly, vyplývající z interakce přírody, technologie a lidské kultury. Neustále se mění a nelze vnímat jinak než ve své dynamice, historie je její čtvrtou dimenzí (Pitte 1992)“ (Enache a Craciun, 2013)*

Krajiny jsou v důsledku lidské činnosti vystaveny celé řadě tlaků, zahrnujících přeměnu územního využití, populační růst, urbanizaci, exploataci zdrojů, odlesňování, opouštění tradičních způsobů hospodaření a změna klimatu (Hedblom et al., 2019). Neudržitelná správa krajinných pramenů nejen z nedostatku informací o ekologickém stavu ekosystémů, ale i z rozporuplných a často i konfliktních zájmů a motivací jednotlivých aktérů, nesouladu mezi představou územní správy a místních komunit a rozdílných mocenských vztahů. Vzhledem k výše zmíněnému je třeba říct, že konflikty ohledně správy (a definice žádoucí a nežádoucí podoby) regionálních celků vychází právě z nesourodosti subjektivně a kolektivně sdílených představ o krajině (krajinné identity), které vychází nejen z potřeb zájmových skupin ale i jejich kulturně determinovanému interpretačnímu a hodnotovému rámci (**Článek 5**). Udržitelná správa ekosystémů a předcházení konfliktů vyžaduje inkluzivní zahrnutí různých světových názorů, perspektiv a znalostních systémů prostřednictvím bilaterální komunikace, vzdělávání a participativního zahrnutí aktérů do rozhodování (Mace 2014; Palomo et al. 2014; Bennett 2016; Diaz et al 2018; Cebrián-Piqueras, 2020).

### 2.1.7 Krajinné hodnoty

Termínem krajinné hodnoty v této práci myslím významy, které zájmové skupiny přiřazují specifickým místům ve zkoumané oblasti nebo oblasti jako celku. Vychází přitom z předpokladu, že určité místo je pro dané individuum nebo komunitu významné (tedy nese význam; „*meaning*“), jelikož pro něj/ni má určitou hodnotu z hlediska odpovídajících potřeb a preferencí. Tato hodnota, ať už z hlediska jejího druhu nebo intenzity, představuje styčný bod mezi vlastnostmi krajiny (funkce, kompozice, historie) a žitou zkušeností, tedy subjektivní percepcí, každého individua.

Hodnocení percepce krajiny má z hlediska krajinného plánování a rozhodování klíčový význam, přičemž její zkoumání pomáhá krajinným architektům a samosprávám identifikovat místa s konkrétní společenskou hodnotou a potenciální konflikty zájmů (Sherrouse et al., 2011; Brown a Kyttä, 2013; Biedenweg et al., 2018). Otázka percepce krajiny jejími obyvateli a návštěvníky představuje z analytického hlediska problém, jelikož percepce je z definice mnohorozměrná, subjektivní a kolektivní zároveň (Terkenli et al., 2019). Navíc, vnímání krajiny lidmi není statické, nýbrž proměnlivé v čase, přičemž odráží životní dráhu hodnotícího subjektu z hlediska jeho věku, zkušenosti a zejména aktivitám a zájmům, které v krajině realizuje (Zube, 1987).

*„Způsob, jakým vidíme a hodnotíme krajiny je z velké části funkcí toho, co v nich děláme (Ittelson 1973)“ citováno v Zube (1987)*

Z výše uvedeného vyplývá, že krajinné hodnoty jsou především žité, neustále aktualizované významy, které jsou vlastní jak jednotlivcům, tak komunitám, a že tedy existuje multiversum krajinných významů a perspektiv, které se protínají s fyzickou krajinou prostřednictvím zkušenosti a činnosti.



Dle Zube (1987) lze krajinu a percepci krajiny popsat z hlediska několika kritérií:

1. Vzorce aktivit využití území jsou důležitými zdroji informací, které přispívají k rozvoji vnímání krajiny jednotlivci
2. Identická krajina je nahlížena různě jednotlivci, pokud zde zažívají různé osobní zkušenosti
3. Vnímání je mediováno různými potřebami a preferencemi a socio-kulturními kontexty, které definují percepci krajinných hodnot
4. Jednotlivci podporují takové krajinné využití, které je v souladu se jejich užitnými hodnotami (např. hospodaření, turistika, biodiverzita), funkcemi a hodnotovými orientacemi

Krajinné hodnoty získaly prominentní roli jakožto reprezentace subjektivně a kolektivně vnímaných ekosystémových služeb (Klain a Chan, 2012) a proto představují klíčový prvek který v této práci propojuje ekosystémové procesy, služby a obyvatele v krajině.

*„ .. sociální hodnoty představují měřitelné ekologické konečné produkty nebo koncové body ekosystémových služeb na jejich rozhraní s lidským blahobytem (Boyd & Banzhaf, 2007). V tomto rámci lze hodnotu ekologických koncových bodů zohlednit odlišně od prvků a procesů ekosystémů, které je produkují, a přitom stále uznávat závislost těchto koncových bodů na stavu ekosystému (Boyd & Banzhaf, 2007).“ (Sherrouse et al., 2011)*

## 2.2 Začlenění publikací do teoretického rámce SES

Zasazení dílčích publikací a přístupů v této práci do obecnějšího modelového rámce (Obr. 1) má za cíl usnadnit interpretaci různých krajinných fenoménů s ohledem na jejich vzájemné vztahy a interakce. Tato práce si jako fokální jednotku studia volí geograficky vymezený region, který se skládá ze společenské (sociální), ekologické (biologické) a fyzikálně-chemické složky. Zahrnutí těchto tří důležitých rovin je předpokladem pro holistické pojetí krajiny, díky kterému je možné přispět k pochopení role a vzájemných interakcí jednotlivých komponent.

Základním předpokladem teoretického modelu krajiny je pojetí jejích dílčích komponent jako kaskády souvislostí, přičemž tyto souvislosti je třeba interpretovat jako systém, zahrnující dvě vzájemně asymetrické osy:

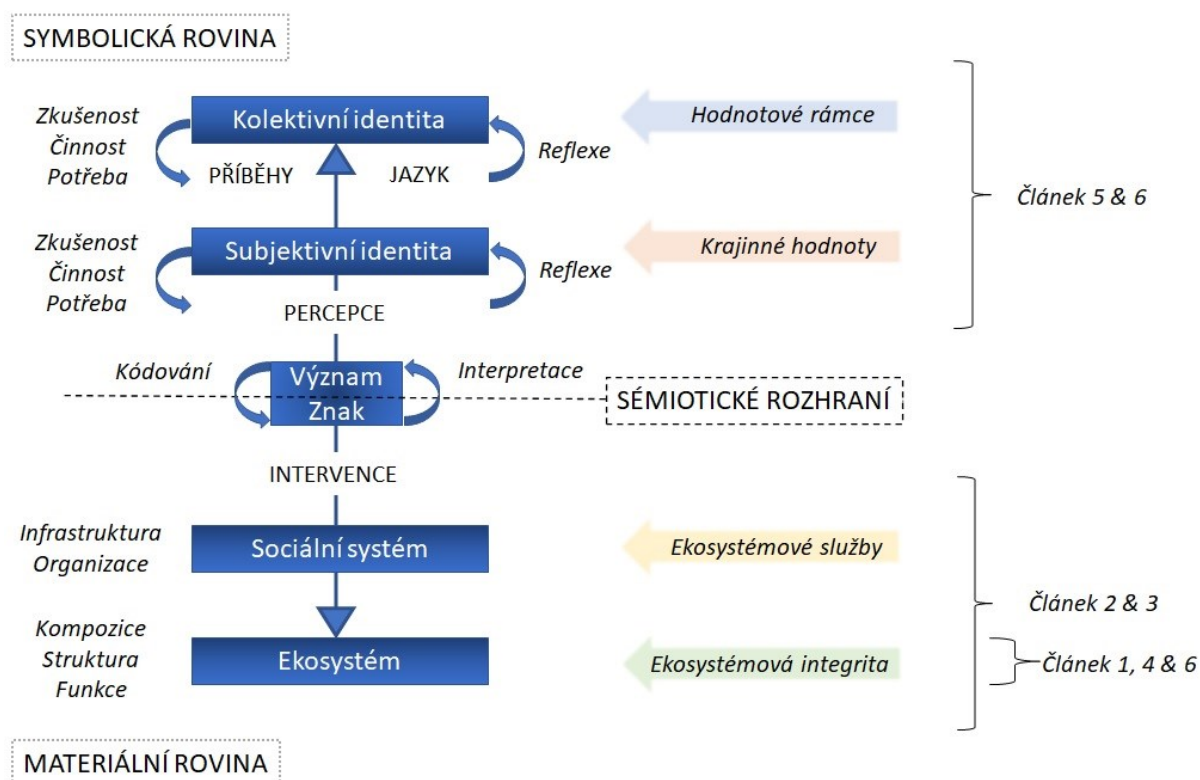
- Ekologický systém, který je živými systémem podléhajícím biotické samo-organizaci
- Sociální systém, který podléhá třetímu typu samo-organizace, zahrnující evoluci znaků a významy

Nutno podotknout že definice sociálního systému není výlučně vymezená pro systémy zahrnující lidskou společnost, nýbrž je charakteristický pro většinu živých systémů (např. konsorcia bakterií, sociální organismy) i když v rozdílné míře (Pátková et al., 2012; Maran a Küll, 2014; Barbieri, 2018). Důležité je ale kvalitativní rozlišení mezi ekologickými a sociálně-kulturními interakcemi v systému, které je vzájemně nesouměřitelné (Manuel-Navarrete, 2015). Tato interpretace je zásadní rozlišovací osou pro interpretaci sociálně-ekologických systémů, a v mnohém kopíruje dělicí osu mezi přírodními a společenskými vědami. SES není možné studovat pouze přírodovědnými přístupy a není je možné pojímat jako systémy které se řídí materialistickou, probabilistickou nebo jinak deterministickou kauzalitou (Manuel-Navarrete, 2015; Preiser et. Al., 2018), pokud není naším cílem poskytnout spíše prakticky srozumitelný, leč extrémně zjednodušující interpretační model. Stejně tak je není možné nahlížet výlučně z pozice společenských věd, např. z hlediska ekonomie nebo sociologie.

Přijmutí a integrace asymetrického vztahu mezi materiální a symbolickou stránkou vzájemně propojené reality živých systémů představuje klíčovou výzvu nejen pro studium SES, ale i pro současné rozpolcené

vědecké paradigma. V této práci nicméně tento rozkol pouze pojmenovávám, aniž bych se snažil o jeho řešení. Je ale nutné připustit, že tento paradigmatický nesoulad stojí v základu obtíží, se kterými jsem se setkal při snaze integrovat výsledky získané přírodovědnými a společenskovedními postupy (viz Kapitola 6.2, Diskuze).

S ohledem na výše řečené v této práci rozlišuji dílčí komponenty SES dle schematického modelu na Obr. 1, který v zjednodušeném podání prezentuje předmět studia jako dvojité spojený, asymetrický, trojrozměrný prostor (dle dvou typů kauzality definovaných výše). Podíváme-li se blíže na interakci mezi sociální a ekologickou složkou systému, lze jej zjednodušeně charakterizovat jako interakci na úrovni materiální a symbolické roviny (Obr. 5). Obě roviny se stýkají v místě, které v návaznosti na teoretický koncept eko-pole Almo Fariny (2012) označuji pojmem sémiotické rozhraní. V tomto místě dochází k styku mezi fyzickými znaky a virtuálními významy, přičemž ekosystémy a sociální systémy pro zjednodušení chápu jako zdroje a krajinné hodnoty jako významy, které jednak indikují přítomnost odpovídajících zdrojů a které získávají svůj význam v odpověď na konkrétní potřeby (z hlediska hodnotícího subjektu).



Obr. 5: Schematický model krajiny (geograficky vymezeného sociálně-ekologického systému), který znázorňuje asymetrický vztah mezi materiální a symbolickou rovinou. Ekosystémová integrita odpovídá rovině ekosystémů, zatímco ekosystémové služby (dle definice v této práci) vznikají na rozhraní mezi ekosystémem a sociálním systémem a oba segmenty spadají do materiální roviny. Na symbolické úrovni dochází k subjektivní percepci krajinných hodnot, které vycházejí z potřeb a jsou aktualizované prostřednictvím činnosti a zkušenosti. Prostřednictvím reflexe dochází k vnitřnímu přehodnocování hodnot v kontextu životní dráhy jedince a širších souvislostí. Obě roviny se protínají v místě označovaném jako sémiotické rozhraní, na kterém dochází ke kódování a dekodování znaků a významů, tedy ke komunikaci mezi symbolickou a materiální rovinou krajiny. Publikace, zahrnuté v této práci, jsou přiřazeny jednotlivým částem schématu SES dle jejich tematického zaměření. **Článek 1 a 4** se věnuje krajinně na úrovni integrity ekosystému, **Článek 2 a 3** popisuje ekosystémovou integritu a služby. **Článek 5 a 6** se věnuje popisu krajinných hodnot a kolektivních hodnotových rámců, přičemž **Článek**

6 se snaží krajinné hodnoty dát do souvislosti s měřenou ekosystémovou integritou. Model adaptován z Manuel-Navarette, 2015.

Vztah mezi zdroji a významy je klíčový pro analýzu příčin udržitelného/neudržitelného zacházení s živým a neživým prostředím a dosažení/nedosažení blahobytu v SES. Tento vztah charakterizuje koncept sémiotického rozhraní (sekce 2.1.4; Farina, 2012), dle kterého je interakce organismu s materiálním prostředím vždy zprostředkovaná vjemy (smysly, intuicí; tedy pro vědomí přímo nedostupná), přičemž vjemy jsou interpretovány pomocí specializovaných mechanismů (vrozených, kognitivních apod.; pojem „percepce“ na Obr. 5). Tyto mechanismy jsou přizpůsobené k rozeznávání pravidelných vzorců, které typicky indikují přítomnost zdroje, a které se neustále aktualizují na základě učení a opakovaného kontaktu se zdrojem. Pokud potřeba daného zdroje zeslábně, nebo pokud se daná potřeba realizuje prostřednictvím alternativního zdroje, dochází ke ztrátě daného sémiotického rozhraní u jedince tím pádem i schopnosti (efektivně) využívat daného zdroje. Pokud se pro určitý organismus (například Kos černý, *Turdus merula*) náhle stane určitý zdroj dostupnější, a pokud je nový zdroj schopen adekvátně uspokojovat danou potřebu, vyvine si organismus rozpoznávací mechanismy na nový zdroj, přičemž ztratí schopnost rozpoznávat a efektivně využívat původní zdroj. Pokud se organismus naučí určité rozpoznávací mechanismy/strategie, které ovšem nevedou k uspokojení potřeby (zdroj nenajdou, nebo neuspokojuje dostatečně danou potřebu, tzn. maladaptace, „lock-in“), mohou se dostat do tzv. ekologické pasti a dochází k snížení jejich blahobytu (Farina, 2012).

Celý mechanismus je poněkud složitější u organismů, kteří dokáží přetvářet své prostředí tak, aby jim usnadňovalo rozpoznání a efektivní využívání zdrojů („*niche construction*“, Odling-Smee et al., 2003; pojem „intervence“ v Obr. 5). V této dovednosti spočívá evoluční přednost rodu *Homo sapiens*. Člověk přetváří a zpřístupňuje zdroje prostřednictvím fyzické intervence, ale hlavně prostřednictvím infrastruktury, tedy umělých (antropogenních) struktur jako jsou cesty, studny, domy a důlní šachty (Sociální systém v Obr. 5), přičemž i neživé struktury mohou samy být zdrojem pro uspokojování potřeb. Aby živé a neživé struktury účinně umožňovaly čerpání zdrojů, je potřeba nejen patřičných naučených mechanismů, ale i patřičná údržba jmenovaných fyzických struktur, přičemž sémiotická znalost i aktivní údržba (opravy, úklid, rituály) představují spojené nádoby. Příkladem eroze sémiotického rozhraní může být fyzický rozpad venkovských kapliček související s úpadkem náboženské praxe (Farina, 2012).

S ohledem na výše vymezené pojetí rozhraní mezi symbolickou a materiální rovinou vyvozují, že krajinné hodnoty vycházejí z konkrétních potřeb, prostorově odpovídají distribuci adekvátních zdrojů, přičemž samy hodnoty představují sémiotické rozhraní, které je neustále aktualizováno činností a zkušeností (Obr. 5). Pokud některý z výše zmíněných faktorů zanikne, nebo se změní (v procesu reflexe), dojde k erozi krajinných hodnot a rozpadu odpovídajících fyzických krajinných struktur. Tyto kategorie (činnost, potřeba, zdroj) jsou platné jak na úrovni subjektivní identity, tak na kolektivní úrovni, a vzájemně interagují prostřednictvím jazyka a příběhů, tedy i tyto krajinné hodnoty vznikají a zanikají s tím, jak se mění kolektivní identita (prostřednictvím reflexe).

Stejně vysvětlení lze aplikovat i na ztrátu znalosti fungování tradičních hospodářských (tradiční formy agrolesnictví, tradiční hospodářská krajina), které byly ve své podstatě ekologicky udržitelné,

### 3 Metodický rámec práce

V rámci práce představují několik přístupů, které v různé míře kombinují metody převzaté z přírodních a společenských věd. V hrubém obrysu jsou přírodními vědami reprezentovány a zkoumány biofyzikální parametry a příbuzné koncepty, jmenovitě ekosystémová integrita, služby a abiotický potenciál (o ohledem na koncepční model na Obr. 1). Koncepty náležící do symbolické roviny

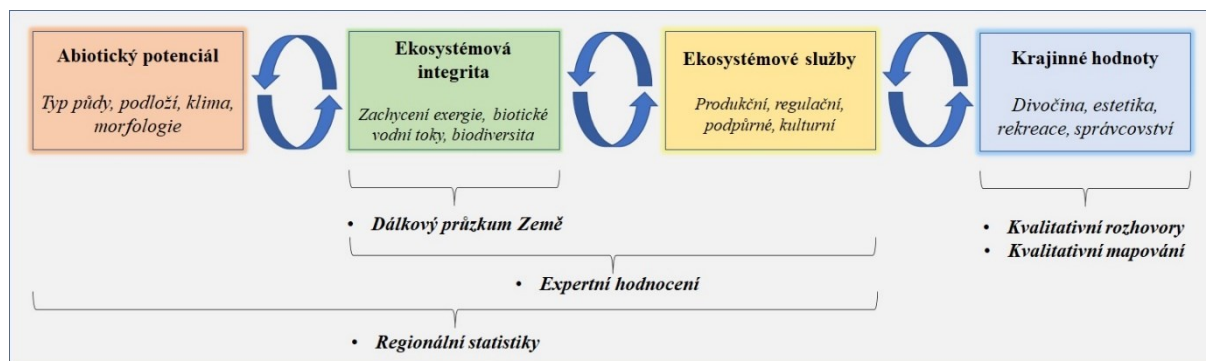
pracovního modelu SES jsme zkoumali pomocí společenskovedních přístupů, zejména kvalitativních hloubkových rozhovorů (**Článek 5 a 6**). Co se týče metody zvané expertní hodnocení (**Článek 3**), zde si nejsem zcela jist, jestli patří do přírodovědných nebo společenskovedních přístupů. Co do aplikovaného vědeckého paradigmatu bych tento přístup řadil spíš do přírodních věd, jelikož zahrnutí experti byli všichni ekologové a hodnotili „objektivní“ stav věcí, nikoliv subjektivní sociální realitu.

Kvantitativní přírodovědné metody měly za cíl kvantifikovat prostorové indikátory biofyzikálních parametrů a s tímto ohledem byly i vybírány odpovídající zdroje dat, včetně odpovídajícího prostorového rozlišení a celistvosti datových sad v rozsahu definovaném studovanou oblastí. Biofyzikální data, které nebylo možné vyjádřit jako souvislé rastrové vrstvy pro celý studovaný region v odpovídajícím rozlišení (v závislosti na velikosti studované oblasti) jsme nevyužili. Jedná se například o data, která byla k dispozici pouze pro určité části krajiny (např. lesy, chráněné oblasti) nebo která byla příliš hrubá, aby mohla reprezentovat dostatečně diferencovaný gradient pro daný rozsah studované oblasti (obzvláště platné pro menší oblasti, zejména region Třeboňsko v **Článku 1**).

Kvalitativní a společenskovední metody měly primárně přinést hloubkové poznání o subjektivní perspektivě studované krajiny z hlediska vybraných respondentů. Součástí kvalitativních rozhovorů byly téměř vždy i „slepé“ mapy, které sloužily jednak jako podpora při vizualizaci zájmového území ale i jako metodický prostředek k prostorové zachycení probíraných fenoménů. Využití georeferencovaných map v kvalitativním rozhovoru se v literatuře označuje pojmem kvalitativní mapování. Mapování distribuce krajinných hodnot představuje velmi hodnotný komplement analýzy subjektivní percepce krajiny z hlediska významů, vztahů, prožitků apod., proto jeho zahrnutí do metodiky mělo i patřičné praktické výhody. Dle autorů, kteří kvalitativní mapování zahrnuli do rozhovorů a participativních cvičení, pomáhá mapování respondentům přemýšlet o krajině a rozhovořit se o souvislostech, které by jim bez mapy a mapování nepřišly na mysl (Boschman a Cubbon, 2014). Výsledné mapy se typicky převedou do elektronické podoby v prostředí GIS a následně je možné je kombinovat s jinými prostorovými daty jejich převrstvením a následnou analýzou, pokud to dává smysl (Boschman a Cubbon, 2014; Kamičaityte et al., 2019).

Převrstvení kvalitativních společenskovedních a biofyzikálních prostorových dat představovalo klíčovou, cílovou rovinkou celé disertační práce. Na této úrovni se hypoteticky měly protnout výsledky distribuce ekosystémové integrity a subjektivně vnímaných krajinných hodnot. Tuto fázi práce zhodnocuji diskuzí této práce (Kapitola 6)

Níže jsou popsány jednotlivé metody, které jsme použili k reprezentaci dílčích komponent pracovního modelu SES (Obr. 6), včetně popisu té části modelu SES, kterou měly dané metody reprezentovat a jak.



Obr. 6: Zjednodušené schéma pracovního modelu SES, reprezentovaného jako kaskáda čtyř komponent, abiotického potenciálu, ekosystémové integrity, ekosystémových služeb a krajinných hodnot. Abiotický potenciál studované oblasti byl hodnocen prostřednictvím regionálních statistik. Ekosystémovou

integritu jsme hodnotili třemi metodami: Dálkovým průzkumem Země, expertním hodnocením a údaji z regionálních statistik. Ekosystémové služby jsme zhodnotili pomocí údajů z regionálních statistik a expertním hodnocením a poslední komponent, krajinné hodnoty, byly zhodnoceny kvalitativními rozhovory a mapováním. Kruhové šipky reprezentují reciproční interakce mezi komponenty a jejich potenciální překryv.

**Abiotický potenciál** v této práci zastupuje širší geologické, pedologické a klimatické podmínky, které determinují typ i potenciální objem biotické složky. Abiotický potenciál představuje potenciál podporovat ekosystémovou integritu, ekosystémové služby (zejména produkční) a některé krajinné hodnoty. Abiotický potenciál jsme hodnotili v **Článku 2** prostřednictvím údajů z regionálních statistik.

**Ekosystémová integrita** je v této práci definována jako stupeň samo-organizace ekosystémů studovaných oblastí, přičemž klíčovou roli při jejím hodnocení hrála zejména měření s využitím dálkového průzkumu Země (**Článek 1, 2 a 4**). Dílčí indikátory ekosystémové integrity byly rovněž získány z údajů poskytnutých regionálním statistickým úřadem (**Článek 2**). Tyto datové zdroje byly kombinovány za účelem ustavení co možná nejvíce reprezentativní sady dat, které by odpovídaly indikátorům definovaných v literatuře (Müller, 2005; viz. Tabulka 2. Třetím přístupem k hodnocení ekosystémové integrity bylo expertní hodnocení, kterému je věnován **Článek 3**. Tímto přístupem bylo možné zhodnotit všechny indikátory, které jsou definované literaturou, ovšem s mnohem nižší přesností (viz diskuze, reflexe metod). Hodnota integrace tohoto přístupu do celkového koncepčního rámce (Obr. 6) spočívá v možnosti doplnit chybějící indikátory, pro které nebylo možné získat odpovídající měření.

**Ekosystémové služby** reprezentují v této práci konceptuální přechod mezi ekosystémovou integritou a subjektivně vnímanými krajinnými hodnotami. K jejich odvození jsme použili dvě metody: kvantifikaci produkčních služeb z dat poskytnutých regionálním statistickým úřadem (v **Článku 2**) a expertní hodnocení (v **Článku 3**), které umožnilo zhodnotit všechny vymezené typy a druhy ekosystémových služeb, i když opět v hrubším rozlišení (na úrovni krajinného využití).

**Krajinné hodnoty** jsou prostorově distribuované významy, které vybraní respondenti z řad zájmových skupin v studované oblasti identifikovali a které dle pracovního teoretického modelu interagují s ekosystémovými službami (Obr 6), případně se všemi třemi komponenty modelu, které náleží do materiální roviny SES (Obr. 1). Diskuze ohledně kauzality mezi komponenty pracovního modelu je popsána v Kapitole 6, přičemž schéma na Obr. 6 je ilustrativní a slouží k přehledné vizualizaci využití jednotlivých metodických přístupů. Hodnocení krajinných hodnot bylo provedeno v **Článku 5 a 6** pomocí kvalitativních hloubkových rozhovorů a mapování.

### 3.1 Praktické výzvy při řešení tématu

Mezi základní výzkumné problémy, které předkládaná práce řeší patří zejména neexistence prakticky využitelných metod hodnocení ekosystémové integrity krajinných celků. Dosavadní literatura řeší ekosystémovou integritu zejména teoreticky (Müller et al., 2000; Müller, 2005; Kandziora et al., 2013), přičemž empirické ozkoušení navržených indikátorů dosud chybí, nebo není dostatečně operacionalizovatelné (Stoll et al., 2014; 2015; Haase et al., 2018) aby mohlo sloužit jako standardizovatelná a široce použitelná metoda. Doposud se jistě popularitě těšilo hodnocení ekosystémové integrity pomocí expertního hodnocení (maticový přístup), zejména v souvislosti s produkcí ekosystémových služeb (např. Burkhard et al. 2012, Burkhard et al. 2014, Cai et al. 2017) přičemž i tato práce zahrnuje a hodnotí tento přístup (**Článek 3**). Expertní hodnocení má své nepopíratelné výhody, zejména v kontextu chybějících dat, prostředků a času, nicméně pro detailní analýzu krajiny je příliš hrubé a nespolehlivé (Campagne et al., 2020).

V publikovaných pracích jsme navrhli několik inovativních postupů, které si kladou za cíl tento problém překlenout. Předně se jedná o návrh a provedení metody hodnocení ekosystémové integrity s využitím satelitních snímků a odvozené indikátory (**Článek 1, 2 a 4**), které hodnotí regionální integritu jednotlivých typů krajinného využití a celkovou integritu regionu (Regionální Index Ekosystémové Integrity, RIEI, **Článek 1**). Metoda je technicky, finančně a časově nenáročná a její výsledky jsou přenositelné do většiny geografických kontextů, tedy umožňují porovnat různé krajinné celky. Její výstupy se snadno interpretují a umožňují identifikovat místa s vysokou a nízkou integritou a poskytují tak nezbytné vodítko pro zlepšení hospodaření s ekosystémy.

Druhým dílčím problémem je jistá nekonzistentnost v definici krajinných hodnot, subjektivní percepce přínosů přírody a metod jejich hodnocení (Hedblom et al., 2019). Krajinné hodnoty jsou vysoce kontextuální, a proto je třeba protokol sběru dat přizpůsobit dané lokalitě a do jisté míry zohlednit její historii, společenské, ekonomické a další okolnosti. Prvotním záměrem bylo zhodnotit typy krajinných hodnot, které by dobře korespondovaly s konceptem ekosystémových služeb tak, jak jsou definované v literatuře (např. MA, 2005). Vhodnou typologii krajinných hodnot, včetně výzkumného protokolu jsem našel v práci autorů Klain a Chan (2012). Tito autoři navrhli sadu typů krajinných hodnot a metodu mapování, která byla vhodná pro kvalitativní hloubkové rozhovory. Rozhodli jsme se adaptovat jejich protokol rozhovorů (dostupný v supplementary materials článku Klain a Chan, 2012) a metodu mapování pro dvě případové studie (**Článek 5 a 6**), čímž jsem byl schopen provést porovnatelný výzkum a zhodnotit přínosy metody a zjištění s jmenovanou studií.

Specifickým problémem a metodickou výzvou bylo mapování krajinných hodnot. Primárním cílem zapojení kvalitativního mapování bylo poskytnout prostorový výstup, který by byl analyticky srovnatelný s výše popsaným kvantitativním, biofyzikálním zhodnocením ekosystémové integrity (**Článek 1** a umožnil zodpovězení výzkumných otázek č. 1, 2 a 4). Za tímto účelem bylo třeba navrhnout postup, jak mapované hodnoty převést do rozhraní prostředí Geografického Informačního Systému (GIS) a umožnit jejich vzájemné porovnání.

## 4 Metody

Kapitola metody je věnována popisu metod sběru a analýzy dat, včetně popisu indikátorů, které v rámci práce vznikly. Dílčí podkapitola je věnována softwaru, který byl za účelem produkce a analýzy indikátorů použit a zahrnutým studovaným oblastím. Jak již bylo zmíněno, jedním z cílů při výběru datových zdrojů a jejich analýze byla jejich převoditelnost do formátu prostorových indikátorů, které by umožnily jednak charakterizovat relevantní charakteristiky studované oblasti v dostatečném rozlišení a detailu a které by vhodně reprezentovali relevantní komponenty zahrnuté v pracovním modelu SES (Obr. 1).

Předně je nutné uvést co v této práci má pojem (ekologický) indikátor popisovat a jaká je jeho definice:

*„Indikátor slouží k reprezentaci přímo nedostupných realit s cílem posoudit stav a vzdálenost od požadovaného cíle“ (Wiggering and Müller, 2003)*

Tato definice je platná pro biofyzikální (ekologické) indikátory ekosystémové integrity, indikátory odvozené z expertního hodnocení a dílčí indikátory ekosystémových služeb, odvozené z regionálních statistik. Tyto indikátory reprezentují určitý ekologický stav, přičemž nízké hodnoty indikují ekologicky méně hodnotný stav, zatímco vyšší hodnoty poukazují na stav více ekologicky žádoucí. U produkčních ekosystémových služeb jsou vyšší hladiny indikátoru ekvivalentní vyšší míře poskytování služeb, bez normativního významu.

U indikátorů, které jsou odvozené z kvalitativního šetření a mapování krajinných hodnot nelze říct, jestli je kterýkoliv jejich stav žádoucí nebo nikoliv, ani nereprezentují fyzickou kvantitu jakékoliv materiální skutečnosti. Jejich účel je čistě reprezentace kvalitativních, prostorově vymezených fenoménů (významů), které disponují určitou intenzitou danou tím, kolik respondentů daný význam zmínilo během rozhovorů. Smyslem těchto indikátorů je prostorově vymežit hodnotné lokality ve studované oblasti, včetně rozlišení významu, který tyto oblasti nesou.

#### 4.1 Studované oblasti

Spektrum studovaných oblastí (regionů) sahá od velmi lokálních až po federální státy. Na jednom konci spektra je studovaná oblast „Soutok“ (**Článek 5**), která se nachází a na soutoku řeky Vltavy a Berounky na předměstí hlavního města České republiky, Prahy. Studovaná oblast, která byla vymezena účelově pro daný výzkum, má rozlohu asi 10 km<sup>2</sup>. Druhou studovanou oblastí je CHKO Třeboňsko o rozloze 700 km<sup>2</sup> (Hátle, 2014), což je oblast nacházející se v příhraniční oblasti jižní České republiky (**Článek 1 a 4**). Zbývající studované oblasti zahrnují rozlohou celé spolkové státy severního Německa, konkrétně Šlesvicko-Holštýnsko (15.800 km<sup>2</sup>; **Článek 1, 2 a 3**) a Meklenbursko-Přední Pomořansko (23.212 km<sup>2</sup>; **Článek 3**).

#### 4.2 Použitý software

V rámci zpracování a analýzy dat byly využity následující softwarové nástroje:

QGIS – Geografický informační systém, který jsme využili k zobrazení, úpravám a matematickým operacím s rastrovými datovými vrstvami. QGIS jsme využívali ve všech článcích, kromě **Článku 5**, kde jsme pracovali s vrstvami, které nám externí odborník připravil v obdobném komerčním nástroji ArcGIS.

MS Excel – tabulkový editor který jsme využívali k správě, transformaci a matematické úpravě dat a vynášení grafů. Tento nástroj je klíčovým softwarem pro zanášení a uchovávání údajů v matici, která je centrální datovou sadou, se kterou jsme pracovali v rámci expertního hodnocení (**Článek 3**).

Atlas.ti (verze 7 a 8) – je nástroj určený ke kvalitativní analýze dokumentů a v této práci byl použit k pořizování rešerší vědeckých článků a zejména k provádění obsahové analýzy přepisů hloubkových rozhovorů.

R studio – statistický analytický nástroj pro výpočet korelačních vztahů mezi parametry, analýzy variance a mnoha dalších statistických parametrů.

ESA SNAP – dedikovaný nástroj od Evropské vesmírné agentury, určený k zobrazování, úpravám, transformacím a kalkulacím rastrových snímků pořízených primárně družicemi ESA (mise Sentinel a další). Software je analogickým nástrojem QGIS a ArcGIS s přidáním funkcí pro práci s daty z ESA misí.

#### 4.3 Zdroje dat, analýzy a indikátory

##### 4.3.1 Dálkový průzkum Země

Data z dálkového průzkumu Země, požitá v zahrnutých publikacích, pochází z veřejně dostupných zdrojů agentury ESA (European Space Agency), USGS (United States Geological Survey) a NASA (National Aeronautics and Space Administration) a satelitů (ve stejném pořadí) Sentinel-2, Landsat 8 a MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). Satelitní snímky byly ve všech případech vybírány s ohledem na vybraný studovaný rok (2016 a 2017; **Článek 2, 1 a 4**).

Datové rastry byly zpracovány a analyzovány v softwaru QGIS a SNAP; výsledné indikátory uvádí Tabulka 3 níže.

Tabulka 3: Indikátory, příslušné jednotky, rozlišení a data z dálkového průzkumu Země, které poskytují reprezentace vybraných proměnných Ekosystémové Integrity (EI). Převzato z Zelený et al., 2020

No.	EI proměnná	Indikátor	Jednotka	Rozlišení	Zdroj dat
1	Biotické toky vody (“ <i>Biotic water flows</i> ”)	Temperature difference (TD)	[°C]	30 m (100 m)	Landsat 8
2	Zachycení exergie	Normalized Diff. Vegetation Index (NDVI)	[-]	10 m	Sentinel-2
3	Abiotická heterogenita	Edge density (ED)	[-]	10 m	Sentinel-2
4	Produkce entropie	Metabolická respirace	$\frac{\text{g C}}{\text{m}^2 \text{y}^{-1}}$	1 km	MODIS (MOD17)
5	Čistá primární produkce	Čistá primární produkce	$\frac{\text{g C}}{\text{m}^2 \text{y}^{-1}}$	1 km	MODIS (MOD17)
6	Celková ekosystémová integrita	Ekosystémová integrita	[-]	10 m	Sentinel-2; Landsat 8

#### 4.3.2 Regionální statistiky

Metoda regionální statistiky zahrnuje výpočet užitečných potenciálů ekosystémů, jako je produkce plodin, dřeva a píce, a je založena na údajích z regionálního zemědělského statistického sčítání (**Článek 2**; Statistikamt Nord, 2010). Průměrné hodnoty sklizně různých typů plodin byly k dispozici na stupnici okresů a/nebo spolkové země Šlesvicko-Holštýnsko.

Tabulka 4: Indikátory, odpovídající jednotky a zdroje dat vybraných indikátorů Ekosystémové Integrity (EI), Ekosystémových Služeb (ES) a Abiotického potenciálu. Převzato z Zelený et al., 2020.

No.	EI/ES proměnná	Indikátor	Jednotka	Zdroj
7	Zadržení živin (EI)	Potenciál ztráty nitrátů	Relativní škála od 0 do 100	LLUR (2011)
8	Obsah biomasy (“ <i>storage capacity</i> ”) (EI)	Zbytky biomasy na polích a pastvinách	dt/(ha*rok)	Agricultural Census (Statistical Agency North 2010)



9	Půdní úrodnost (Abiotický potenciál)	Půdní úrodnost	Relativní škála od 0 do 100	LLUR (2011)
10	Produkce plodin (ES <i>flow</i> )	Sklizeň zemědělských plodin a píče	dt/(ha*rok)	Zemědělské sčítání (Statistiamt Nord, 2010)
11	Produkce silážní kukuřice (part of ES <i>flow</i> )	Produkce biomasy – silážní kukuřice	dt/(ha*rok)	Zemědělské sčítání (Statistiamt Nord, 2010)

#### 4.3.3 Expertní hodnocení

V rámci předkládané práce byla ekosystémová integrita a ekosystémové služby hodnoceny také s využitím expertních matic (Campagne et al., 2020). O aplikaci tohoto přístupu pojednává **Článek 3**. Technicky se jedná o tabulku editoru MS Excel, ve které jsou řádky tvořeny jednotlivými typy územního využití (např. hospodářský jehličnatý les, pastvina, orná půda) a sloupce zastupují jednotlivé indikátory ekosystémové integrity a služeb, které daný typ územního využití „produkuje.“

Tabulka 5: Indikátory Ekosystémové Integrity a Ekosystémových Služeb získané pomocí expertního hodnocení. Poznámka: indikátory nabývaly reálně hodnot od 5 do 90, pro detailní popis, proč byla škála zvolená v tomto rozmezí viz. Popis metody v **Článku 3**.

No.	EI/ES proměnná	Indikátor	Jednotka	Zdroj
12	Ekosystémová integrita	Seznam Viz. Tabulka 2	Relativní škála od 5 do 90	Müller et al., 2020
13	Ekosystémové služby	Produkční, regulační, kulturní	Relativní škála od 5 do 90	Müller et al., 2020

#### 4.3.4 Kvalitativní mapování krajinných hodnot

Kvalitativní mapování byly aplikována ve dvou studiích, v **Článku 5 a 6**. V obou případech se byla použita obdobná metoda. V **Článku 5** je jednalo o analýzu stakeholderů v oblasti Soutoku Berounky a Vltavy v Praze, kde byly využity dvě mapovací techniky: mapování distribuce hodnotových vzorců (Orders Of Worth, Boltanski a Thevenot, 1999) a analýza komunikace a vlivu mezi aktéry v oblasti v souvislosti s plánovaným vyhlášením příměstského parku jako rámce pro společné vládnutí v oblasti. V případě připravované studie se jednalo o oblast CHKO Třeboňsko, kde autor práce mapoval hodnoty vázané k regionu pomocí kvalitativních přístupů (**Článek 6**).

Tabulka 6: Třídy krajinných hodnot, použitých v **Článku 5 a 6**

No.	Proměnná	Indikátor	Jednotka	Zdroj
-----	----------	-----------	----------	-------

14	Hodnotové světy („Orders of Worth“)	Občanský, tržní, přírodní, domácí	[-]	Daněk et al., 2019
15	Krajinné hodnoty	Divočina, Správcovství, Rekreace, Estetika, Osobní, Kulturní, Podnikání, Vzdělávací	[-]	Zelený, 2022 (nepublikováno)

## 5 Výsledky

Tato část se zaměřuje na představení výsledků dílčích publikací zahrnutých v práci. Pro každou publikaci uvádím cíl a podcíle výzkumu, hlavní výzkumnou otázku (případně i hypotézu) a klíčová zjištění. Obsah jednotlivých kapitol se snažím vztáhnout k celkovému přínosu k zaměření disertační práce, zejména příspěvku k řešení výzkumných otázek a problémů popsanych v úvodní kapitole. Zahrnuté články a jejich výstupy přispívají k objasnění vhodnosti zvolených metod z praktického hlediska, prohlubují teoretickou znalost zkoumaných konceptů a interakcí mezi koncepty, které odpovídají komponentům hypotetického modelu krajiny, který je páteřním konceptem této práce (Obr. 1).

### 5.1 Článek 1 a 4

První článek této práce (který se obsahově kryje s kapitolou v knize, **Článkem 4**) se především zaměřuje na návrh a provedení inovativní metody hodnocení ekosystémové integrity. Problém, který výzkum řeší, je zejména nedostatek prakticky proveditelných metod hodnocení stavu ekosystémů v současné literatuře. Tedy, ne že by byl nedostatek metod hodnocení různých aspektů ekosystému, včetně biodiversity. V současnosti dostupné metody jsou buďto založené na extrémně sofistikovaných ekosystémových modelech, náročném sběru terénních dat, případně zpoplatněných datech. Navíc, většina přístupů neposkytuje výstupy, které by byly porovnatelné pro různé regiony světa, pro různé typy krajinného využití (antropogenní i přírodní ekosystémy) a/nebo v dostatečném rozlišení, aby je bylo možné použít k popisu krajinné mozaiky ekosystémů (viz přehled literatury v **Článku 1**).

**Článek 1** představuje metodu, která je jednou z prvních empirických aplikací termodynamického přístupu k hodnocení ekosystémové integrity, konkrétně indikátorů vyvinutých na pracovišti v Kielu týmem prof. Felixe Müllera (Müller et al., 2000; Müller 2005; Kandziora et al., 2013).

Cílem práce bylo tedy vyvinout a aplikovat metodu hodnocení ekosystémové integrity na základě dat z dálkového průzkumu Země, a ohodnotit integritu vybraného regionu, kterým bylo CHKO Třeboňsko v České republice a spolkový stát Šlesvicko-Holštýnsko v severním Německu. Řešenou výzkumnou otázkou bylo zjistit, jestli jsou vybrané datové sady vhodné k reprezentaci krajinných celků, sestávající se z antropogenních a přírodních ekosystémů. Hypotézou práce byl předpoklad, že přírodní a vysoce produktivní ekosystémy budou mít vysokou integritu, zatímco degradované a antropogenní povrchy nízkou, což se potvrdilo.

### 5.2 Článek 2

Zatímco první článek představuje metodickou a teoretickou exploraci konceptu ekosystémové integrity, druhý článek se zaměřuje na jeho aplikaci v souvislosti s dalšími prvky hypotetického krajinného modelu (Obr. 1), konkrétně abiotickým potenciálem a produkčními ekosystémovými službami

(produkce zemědělských plodin, píce a dřeva). Zkoumanou oblastí byl spolkový stát Šlesvicko-Holštýnsko.

V práci jsme se ptali, jak souvisí ekosystémová integrita s abiotickým potenciálem a produkčními ekosystémovými službami. Primární hypotézou byl předpoklad, že ekosystémová integrita bude pozitivně korelována s produkčními ekosystémovými službami, což se nepotvrdilo. Naopak, mezi oběma komponenty byl zjištěn silně negativní vztah, zejména s ohledem na produkci zemědělských plodin (a konkrétně silážní kukuřice). Z výzkumu vyplynulo zjištění, že moderní průmyslová zemědělská produkce degraduje ekosystémovou integritu, přičemž hypotézou je, že její vysoká produktivita je možná jedině díky přítomnosti antropogenních vstupů, konkrétně minerálních hnojiv (indikátor přebytek dusíku), jejichž funkcí je suplovat degradovanou ekosystémovou integritu. Z výše uvedeného jsme tedy došli k závěru, že hypotéza o pozitivním vztahu mezi integritou a službami nebyla vyvrácena ani potvrzena, respektive že odpověď je závislá na typu produkčního systému (a že tedy můžeme rozlišit produkční systémy, které jsou závislé na umělých suplementech a ty, které využívají přirozenou samo-organizaci). Zjištění práce přispívá k posunu znalosti o charakteru a dopadech průmyslové zemědělské produkce, neudržitelnosti hospodaření a posunulo znalost v oblasti teorie ekosystémové integrity, přičemž tato znalost byla integrována do definice konceptu uvedené v Tabulce 1.

### 5.3 Článek 3

Třetí článek je cele věnovaný hodnocení ekosystémové integrity a služeb pomocí expertního přiřazování hodnot na relativní škále. Přístup je označován jako maticový („Matrix approach“; Campagne et al., 2020), jelikož je jeho jádrem tabulka různých typů krajinného využití a jejich odpovídající hladiny ekosystémové integrity a služeb. V této práci jsme, oproti předchozím variantám, hodnotili i mořské ekosystémy, přičemž zkoumanou oblastí byly spolkové státy Šlesvicko-Holštýnsko a Meklenbursko-Přední Pomořansko.

Výzkumné otázky se ptaly, jestli mohou být expertní matice přínosem pro krajinný management a jaké jsou limity a nejistoty přístupu. Na základě hodnocení jsme došli k závěru, že expertní matice představují konzistentní a praktickou metodu hodnocení krajinných celků. Mezi četné nedostatky metody patří zejména nízká přesnost výstupních dat, které nezohledňují regionální variabilitu, pouze typ krajinného využití. Rovněž nekonsistence v definici indikátorů ekosystémové integrity a služeb hrály roli, přičemž specifickou výzvou bylo přimět zahrnuté experty, aby se dohodli na jednotné interpretaci pojmů. V rámci práce jsme došli k závěru, že navzdory omezením je přístup velmi hodnotný, zejména díky nenáročnosti sběru dat, schopnosti zhodnotit různé typy krajinného využití a indikátorů ekosystémové integrity a služeb. Jeho hlavní využitelnost spatřujeme tehdy, pokud není dostatek empiricky měřených dat nebo nejsou kompletní, přičemž maticový přístup může vyplnit případná slepá místa.

### 5.4 Článek 5

Práce vznikla v návaznosti na socio-ekonomickou studii pro založení příměstského parku „Soutok“ v oblasti říční nivy při soutoku řeky Berunky a Vltavy v Praze, České republice, která byla řešena jako zakázka pro Institut Plánování a Rozvoje hlavního města Prahy<sup>6</sup>. Smyslem výzkumné studie bylo podat podrobný popis sociálního terénu oblasti a poskytnout nástroje a doporučení pro jednání s místními zájmovými skupinami. Za tímto účelem byly pořizeny kvalitativní rozhovory se zástupci vybraných

---

<sup>6</sup>

[https://iprpraha.cz/uploads/assets/dokumenty/kvp/Soutok/3.2%20souhrnna\\_vyzkumna\\_zprava\\_soutok\\_final.pdf](https://iprpraha.cz/uploads/assets/dokumenty/kvp/Soutok/3.2%20souhrnna_vyzkumna_zprava_soutok_final.pdf)

zájmových skupin, přičemž výsledky byly zpracovány v podobě mapových výstupů, zachycujících distribuci krajinných hodnot a komunikační vztahy mezi aktéry. Hypotéza práce stanovila, že aktéři budou receptivní k argumentům, které budou odpovídat jejich zastávaným hodnotovým rámcům, a že dobré vztahy budou mít aktéři, které sdílejí stejné hodnotové rámce. Místa, kde docházelo k překryvu různých hodnotových rámců budou korespondovat s místy potenciálního konfliktu nebo synergie s různými zájmy.

## 5.5 Článek 6

Šestý, dosud nepublikovaný článek, představuje volně navázanou studii na **Článek 1 a 4**, které se věnují biofyzikálnímu hodnocení ekosystémové integrity na základě dat z dálkového průzkumu Země. Dílčím cílem práce bylo doplnit biofyzikální hodnocení kvalitativním mapováním krajinných hodnot a přispět k zodpovězení hlavní výzkumné otázky: jak souvisí krajinné hodnoty s krajinnými prvky a ekosystémovou integritou? Hlavní výzkumná otázka se ptala, jaké hodnoty akcentují aktéři, zastupující hlavní zájmové skupiny v oblasti. Studovanou oblastí byla CHKO Třeboňsko v České republice.

Práce se metodicky opírala o kvalitativní rozhovory a kvalitativní mapování krajinných hodnot, přičemž mezi řešené metodické výzvy patřila zejména produkce prostorové reprezentace mapových výstupů a jejich porovnání s mapou biofyzikálního hodnocení ekosystémových služeb. Výzkum odhalil přítomnost tří typů kolektivních hodnotových rámců, reprezentující tři hlavní perspektivy zkoumané oblasti: CHKO Třeboň jako a) hospodářská, b) turistická/rekreační a c) přírodní krajina. Nejhodnotnější krajinné prvky byly ty, kde se protínala jak přírodní hodnota, tak kulturní a hospodářská (hodnota správcovství). Naopak nejméně hodnotné byly jednoúčelové povrchy, typicky orná půda a hospodářské lesy, přičemž o intenzitě a pestrosti hodnot rozhodovala i přítomnost infrastruktury v podobě cest, silnic a turistických zařízení.

Z hlediska vazby mezi ekosystémovou integritou a krajinnými hodnotami byly učiněny dílčí závěry, nicméně jasná vazba nalezena nebyla. Celkově lze říct, že krajinné hodnoty byly distribuovány kolem hlavních kulturních a turistických center, a zejména kolem páteřní infrastruktury tvořené cestami, silnicemi a řekami Lužnicí a Nežárkou. Určité hodnoty byly typicky svázané s městskými povrchy (nízká integrita), zejména kulturní hodnota. Lokality s vysokou ekosystémovou integritou nebyly vždy hodnotné z hlediska krajinného významu, a záleželo na přítomnosti infrastruktury a dalších hodnot, zejména kulturní a rekreační. Odlehlé a člověkem málo zasažené oblasti byly významné z hlediska hodnoty divočiny, nebo nebyly zmiňovány vůbec, což vysvětluje nepřítomností infrastruktury, která by činila tyto lokality fyzicky dostupnými, případně nepřítomností kulturních a rekreačních prvků (jednoúčelovost, např. hospodářské lesy), i když tyto lokality byly z hlediska ekosystémové integrity hodnoceny relativně vysoko.

## 5.6 Celkové zhodnocení výsledků

S ohledem na jmenované modelové schéma SES (Obr. 1) přispěly výsledky zahrnutých studií takto: **Článek 1 a 4** se věnuje vývoji a aplikaci metody hodnocení ekosystémové integrity a **Článek 2** popisuje vztah mezi abiotickým potenciálem, ekosystémovou integritou a službami. V rámci **Článku 2** jsme identifikovali silný negativní vztah mezi ekosystémovou integritou a produkčními ekosystémovými službami, konkrétně sklizní zemědělských plodin. Nicméně vazby mezi komponenty nebyly zcela jednoznačné a silnou roli hrál antropogenní vstup, který nebyl dostatečně zastoupen mezi proměnnými. **Článek 5 a 6** se věnoval mapování krajinných hodnot, přičemž **Článek 6** se zaměřoval mj. na popis vazby mezi ekosystémovou integritou a krajinnými hodnotami. Ekosystémová integrita byla prostorově korelována s krajinnými hodnotami tehdy, když byla přítomná i patřičná infrastruktura a další krajinné významy jako možnost rekreace nebo kulturní hodnota, přičemž integrita, infrastruktura a pestré krajinné hodnoty spolu byly vzájemně provázány.

## 6 Diskuse

### 6.1 Zhodnocení metod a jejich komplementarity

V této části jsou popsány čtyři hlavní metodické přístupy včetně jejich silných a slabých stránek a možnosti kombinace mezi metodami dle zkušeností nabytých v zahrnutých publikacích. Za nejvíce detailní a zároveň časově náročné metody bylo shledáno hodnocení na základě dat z dálkového průzkumu Země a kvalitativní šetření a mapování. Naopak nejméně detailní, zato poměrně snadno proveditelná, byla metoda hodnocení ekosystémových služeb na základě regionálních statistik a expertní hodnocení ekosystémové integrity a služeb.

Expertní matice mohou posloužit zejména tam, kde nejsou k dispozici jiné, spolehlivější zdroje, nebo jako doplněk k indikátorům, pro které se data nepodařilo získat. Jejich přínos může také spočívat v poskytnutí hrubého odhadu klíčových parametrů pro rozsáhlá území (státy a spolkové státy), pro která se souvislá empirická měření získávají obtížně. Pro detailní hodnocení (malá území, vysoká rozlišení) je expertní hodnocení nicméně poměrně málo hodnotnou metodou, a rovněž její kombinace s ostatními zde zmiňovanými metodami má značná omezení právě kvůli nízké úrovni detailu a měla by tedy být využita spíše jako doplňková/orientační.

Je pozoruhodné, že v hrubých obrysech byly expertní hodnoty ekosystémové integrity analogické výsledkům na základě empirického měření. Lesní porosty měly ve všech případech nejvyšší hodnoty ekosystémové integrity, kulturní povrchy (pastviny, pole) byly někde uprostřed a městské povrchy získaly nejméně. Důležitým závěrem při porovnávání přístupů je, že zatímco experti přiřadili orné půdě téměř maximum, co se týče indikátoru „zachycení exergie,“ empirické metody zaznamenaly střední až nižší hodnoty (v porovnání s hospodářskými lesy). Orná půda je typ krajinného pokryvu, který je, na rozdíl od přírodních nebo polo-přírodních ploch, typicky pokryt vegetací pouze po omezenou dobu během vegetační sezóny. Orné půdě však experti přiřadili stejnou míru zachycení exergie jako lesu, což může vycházet z jejich představy orné půdy jako ekosystému, ve kterém je maximalizovaná fotosyntéza. V kontrastu s expertním hodnocením má orná půda dle dat z dálkového průzkumu Země průměrnou až podprůměrnou produktivitu ve srovnání s lesem (který má typicky maximální hodnoty ve všech indikátorech ekosystémové integrity). Tento nesoulad poukazuje na možný nepoměr v hodnocení expertů se skutečným měřením, a proto jejich silnému nadhodnocení indikátoru zachycení exergie u konvenčního zemědělství, vyplývající z jejich subjektivních předpokladů, se kterými k hodnocení různých typů krajinného využití přistupují.

Jednoznačně nejvíce detailní biofyzikální metodou je hodnocení na základě dat z dálkového průzkumu Země, přičemž velmi vysoké časové (každých 5 dní) a prostorové rozlišení výsledků bylo získáno ze satelitu Sentinel-2. Landsat 8 poskytuje data, která mají poněkud nižší prostorové rozlišení (řeč je o termálních snímcích, multispektrální využity nebyly, i když by to možné bylo) včetně četnosti snímků v daném časovém úseku (oproti Sentinelu-2, který je v současnosti tvořen dvěma družicemi, je Landsat 8 zastoupen pouze jednou družicí a má tedy nižší frekvenci snímkování - 16 dní). Satelit MODIS má ze všech nástrojů nejnižší prostorové rozlišení (1 km), oproti zmíněným satelitům má ale nejvyšší časové rozlišení (každé 1–2 dny). Ideální je samozřejmě všechny tři zmíněné satelity kombinovat tak jak jsme to provedli v **Článku 2**, ovšem pouze v případě relativně rozsáhlejších území (záleží na studovaném fenoménu a požadované úrovni detailu) než je CHKO Třeboňsko, což je důvodem, proč jsme MODIS nepoužili v **Článku 1**.

S ohledem na výše zmíněné je nutné konstatovat, že data s nízkým prostorovým rozlišením (např. pocházející z měření sensoru MODIS) nejsou využitelná v kombinaci s kvalitativně mapovanými daty, protože kvalitativní mapování se pro rozsáhlejší území provádí velmi komplikovaně a bylo by potřeba mnohem většího počtu respondentů nebo jiná metoda sběru dat, například rozsáhlá studie využívající

tzv. PPGIS (Public Participatory GIS; Brown a Kytta, 2013), případně v kombinaci s prediktivním modelováním distribuce hodnot (např. Sherrouse et al., 2011, 2014). Jak poukázaly závěry studie v **Článku 5 a 6**, kvalitativní mapování je nejvhodnější pro relativně malé krajinné celky (**Článek 5** zahrnoval oblast o rozsahu cca 10 km<sup>2</sup>) přičemž v případě CHKO Třeboňsko (700 km<sup>2</sup>) už tento přístup narážel na limity ve smyslu, že nebylo možné rovnoměrně pokrýt celé území, což dále komplikovalo porovnání s biofyzikálním měřením, které hodnotilo celou oblast rovnoměrně.

Data získaná z regionálních statistických údajů byla v této práci využita především k reprezentaci ekosystémových služeb, přičemž zejména údaje o sklizních, těžbě apod. hrály klíčovou roli. Tato data není typicky možné získat jinou cestou, proto jsou regionální statistiky často nenahraditelným zdrojem informací o jevech, které se velmi obtížně hodnotí empiricky. Jejich nedostatkem je zejména omezené/nehomogenní prostorové a časové rozlišení (v **Článku 2** bylo možné tato data získat pouze na úrovni municipalit a pouze pro rok 2010), protože tato data často nejsou konsistentně sbírána, případně nejsou dostupná, např. z důvodu ochrany osobních údajů. Navíc, tato data jsou těžko ověřitelná a někdy není možné zcela přesně interpretovat, co daná čísla konkrétně reprezentují. Tato kritéria omezují porovnatelnost metody založené na regionálních statistikách s daty z dálkového průzkumu Země a s ostatními metodami, nicméně pokud je výzkumným záměrem zahrnutí parametrů týkajících se klíčových aspektů hospodaření a poskytování některých klíčových ekosystémových služeb, často není na výběr.

## 6.2 Úskalí spojená s aplikací smíšených metod

Jednotící osou práce je snaha o aplikaci smíšeného metodického přístupu („*mixed methods*“) přičemž tato část se zabývá zhodnocení, do jaké míry se podařilo propojit přírodovědné a sociologické metody s ohledem na produkci poznání o zkoumaných regionálních celcích. Důvodem pro zahrnutí metod z oblasti přírodních a společenských věd byla zejména snaha o holistický popis krajinných celků při zahrnutí materiální i sociálně-kulturní stránky studované oblasti. Dalšími důvody pro použití smíšených metod je zejména možnost potvrdit zjištění prostřednictvím triangulace a komplementarity (Greene et al., 1989; Johnson et al., 2004).

S ohledem na zkušenost při snaze o integraci výstupů z biofyzikálního a společenskovedního hodnocení je nutné konstatovat, že tento úkol byl nesmírně komplikovaný a výsledné závěry lze činit pouze s nejvyšší mírou opatrnosti a zdrženlivosti. Důvodem pro tuto problematičnost je zejména fundamentální odlišnost informace, kterou oba přístupy generují, a ačkoliv z pohledu analýzy dat nebylo tolik problém korelace mezi datovým vrstvami provést, z pohledu povahy dat takové analýzy nedávaly smysl (a ani žádné korelace zjištěny nebyly, mj. i proto tyto výsledky nejsou dokumentovány). Příčinou nesourodosti je zejména fakt, že obě metody (přírodovědné a společenskovední) popisují zcela odlišný aspekt krajiny (Hunziker et al., 2007; Hedblom et al., 2019): zatímco biofyzikální metody se soustředily na hodnocení strukturních a prostorových parametrů krajiny, měřených prostřednictvím optických senzorů a na základě statistických údajů, sociologické metody hodnotily subjektivní percepci.

Ačkoliv byl předmětem studia stejně vymezený geografický region, zapojené metody aplikují nestejný přístup k povaze reality (ontologie). Předně při aplikaci biofyzikálních metod se předpokládá jistá míra objektivity a zákonitosti, což umožňuje aplikaci teoretických modelů na měřená data. Nicméně i v případě studia SES tak, jak to je aplikováno v této práci, je objektivní hledisko lehce zpochybnitelné, jelikož SES jsou ze své povahy vždy vymezeny perspektivou badatele (Preiser et al., 2018).

V případě sociologických dat je požadavek objektivity nemožný, nicméně i poměrně badatelsky prominentní požadavek na zobecnitelnost výsledků je diskutabilní, přestože v rámci kvalitativních studií v této práci (**Článek 5 a 6**) byla snaha o celou řadu zobecnění. Jednalo se zejména o snahu aplikovat teoretické koncepty hodnotových rámců a krajinných hodnot, které vycházejí z konceptu

ekosystémových služeb. Při snaze o vyvození zobecnitelných závěrů z kvalitativního šetření dochází k jistému vnitřnímu rozporu ohledně rizik spojených s odpojením dat od kontextu, ve kterém byly zkoumány.

*„Podle některých předních autorů kvalitativního výzkumu by vývoj zobecnění neměl být cílem kvalitativního výzkumu, a to především proto, že se má za to, že odstraňují kontext z výzkumného zjištění a v důsledku toho poskytují zjištění, které je v reálné situaci často málo nebo zcela neužitečné (Lincoln & Guba, 1985; Guba & Lincoln, 1989) ... Koncept odstraňování kontextu, ke kterému dochází při zobecnování, se někdy nazývá „pohled odnikud“ (Nagel, 1986). Jiní kvalitativní výzkumníci se domnívají, že zobecnování je často důležitým cílem kvalitativního výzkumu (Hammersley, 1992; LeCompte & Preissle, 1993; Onwuegbuzie & Leech, 2004)“ (Johnson et al., 2004)*

Dle autorů Manuel-Navarrete et al. (2021) je správná rovnováha mezi zobecněním a kontextualitou důležitým kritériem pro přírodovědné i společenskovědní metody. Zde se ale patrně nejedná o otázku nalezení kompromisu, ale spíše o kvalitativní posun vědeckého paradigmatu směrem k takovému, který je schopen integrovat oba zjevně protichůdné aspekty v jejich plnosti.

*„Sociálně-ekologický výzkum musí zahrnovat etnografickou a narativní studii životních trajektorií agentů, včetně záměrného zapojení do konstrukce identit a sociálních pozic. Sociální výzkumníci zase potřebují vyvinout způsoby objektivizace subjektivní dimenze, aniž by rozbili subjekt, a poskytnout obecná pravidla o procesech tvorby významů, aby subjektivita mohla být účinně integrována do systémového výzkumu.“ (Manuel-Navarrete et al., 2021)*

Subjektivita zahrnuje schopnost sebereflexe a schopnost překonfigurovat sociální pravidla, ve kterých se pohybuje s ohledem na požadovaný směr vývoje. Subjektivita disponuje politickou vůlí ovlivňovat a přetvářet sociální realitu včetně biofyzikální. Tedy ačkoliv biofyzikální realita umožňuje vznik a trvání vědomí (mozek, nervová soustava apod.), vědomí není biofyzikálními parametry zcela determinováno (Dennett, 1993). Místo toho, mezilidské interakce a sebereflexe vlastní pozice v kulturním prostředí a vlastní životní trajektorie s ohledem na minulost a aspirovanou budoucnost ovlivňují subjektivní percepci (Hedblom et al., 2019) a jsou základem vzniku emergentních sociálních (a následně i socio-ekologických) jevů, které jsou bezprecedentní, a tedy v pravém smyslu slova nové („novelty“; Manuel-Navarrete, 2015). Možnost novosti dělá živé systémy nedeterministické a neredukovatelné na sumu dosavadního pozorování a z něho vyvoditelné abstraktní zákony, jak se o to snaží objektivní věda (Johnson et al., 2004).

Klíčovou otázkou při hodnocení výstupů usilující o propojení přírodovědných a sociologických výstupů je nedostatečná znalost a zohlednění všech působících faktorů. Jinými slovy, při utváření subjektivní představy o povaze krajiny, a jejích hodnotách, přicházejí do hry faktory, které nejen že nemusí souviset s materiální realitou (jsou produkty sebe-reflexe, ale aplikují se při percepci krajiny), nemusí souviset ani se sociální realitou (kultura, historie, ekonomické podmínky) a mohou být čistě psychologické povahy (Cote and Nightingale 2012; Davidson 2013; Manuel-Navarrete, 2015). Ještě jinými slovy, vědomé bytosti mají vlastní interní trajektorii a dynamiku, jejíž komplexita (množina možných stavů) sahá daleko za hranici možností, které nám nabízí vědecký popis. Tedy ačkoliv by hypoteticky (při zahrnutí všech proměnných, materiálních, kulturních, historických a psychologických) bylo možné deterministicky popsat konkrétní interakci mezi symbolickou a materiální rovinou SES, reálně narážíme na limity jazyka a rozumu jakožto nástroje, který je schopen pracovat pouze s omezeným množstvím proměnných.

*„Autonomie intrasubjektivních procesů od sociálně-ekologické materiality problematizuje naše chápání toho, jak sociálně-ekologická vazba ve skutečnosti funguje. Je-li subjektivita emergentním jevem, jakou*

*roli pak hraje ve spojování (nebo rozpojování) sociálních a ekologických procesů? Které aspekty společenské organizace se mohou stát skutečně autonomními na ekologických procesech? Které z nich jsou strukturálně omezeny nebo nějak determinovány materiálovými procesy? ... Sociálně-ekologické modely [...] jsou symbolicko-vědecké systémy, které se snaží napodobit pozorovaný nebo předpokládaný materiální rozměr skutečných SES způsobů, které lze do jisté míry označit objektivními ... Dvojitě spojené sociálně-ekologické systémy implikují vzájemné závislosti mezi vnitřním světem, např. sny, fantaziemi nebo emocionálními reakcemi, a vnějším světem, např. sociální a biofyzikální jevy“ (Manuel-Navarrete, 2015)*

Výše uvedeným tvrzením však nechci říct, že by vědecký přístup neměl při popisu SES patřičnou vypovídací hodnotu, spíš usiluji o představení výzev, se kterými se věda o udržitelnosti musí vyrovnat a zejména se na ně adaptovat, aby se vyvarovala vyvozování pokřivených nebo zcela nesprávných závěrů, které vycházejí z předpojatosti dominantního vědeckého diskurzu založeného na ontologické dichotomii mezi přírodou a kulturou, na představě staticnosti světa charakterizovaného neměnnými zákony, a metodě založené na rozebrání studovaného předmětu na jeho části v naději že pochopíme jev jako celek.

### 6.3 Teoretické závěry plynoucí z výsledků práce

Aplikace smíšených metod v této práci přinesla kromě metodických obtíží i dílčí zjištění, které v této části rozeberu. Fokálním tématem práce bylo hodnocení ekosystémové integrity a způsobu, který tento pojem reflektují konkrétní obyvatelé zkoumané krajiny. Tázání respondenti samozřejmě pojmu ekosystémová integrita nerozuměli, nicméně jejich představa o ekologické stabilitě daného regionu byla poměrně jasná, lze proto předpokládat že jimi používané termíny (příroda, přírodní stabilita, ekologická stabilita a stav) jsou analogické termínu ekosystémová integrita (který je jakožto holistický koncept naštěstí schopen tyto stejně široké laické koncepce bezesbytku pojmout).

Předně je nutné říct, že environmentální (ekologická) perspektiva byla vlastní respondentům zahrnutým v **Článku 5 a 6**. Environmentální hledisko zde bylo velmi silně přítomné v tom smyslu, že v podstatě všichni tázání respondenti přírodní hodnoty dané krajiny vyzdvihovali, i když z různých perspektiv. V CHKO Třeboňsko byl značně patrný rozpor mezi pojetím ekologické udržitelnosti mezi zástupci ochrany přírody a hospodáři. Zatímco první skupina chápala ekologickou udržitelnost přímo úměrnou omezení jakéhokoliv lidského zásahu, druhá skupina považovala soustavný lidský zásah za podmínku ekologické stability (a ochranu přírody považovala za hrozbu pro tuto stabilitu). Tento zajímavý jev byl rámovaný faktem, že CHKO Třeboňsko je zcela antropogenní krajina, ale od moderní průmyslové krajiny se výrazně liší svým respektem k morfologickým a biologickým podmínkám.

Konkrétní zajímavé zjištění bylo, že někteří hospodáři považovali přítomnost chráněných druhů (vydra, orel) v CHKO Třeboňsko za signál špatného ekologického stavu (v kontrastu s zástupci ochrany přírody). Jejich vysvětlení bylo, že tyto druhy se pouze přizívují na zbytcích z produkce (zejména rybářského průmyslu) a sami o sobě by v prostředí nepřežili. Tyto nuance vrhají nové světlo na pojetí biodiversity a ekosystémové integrity. Předně, lidské hospodaření může být pro ekosystémovou integritu nejen prospěšné, ale i klíčové, jelikož bez hospodaření by se postupně systém vrátil do původního stabilního stavu, charakterizovaného nižší ekosystémovou integritou (dle definice v této práci). V případě CHKO Třeboňsko by se jednalo o mokřadní typ krajiny s přítomností anaerobních oblastí a nízkou produktivitou a krajinou heterogenitou. Je ale zajímavé, že v ekologii je myšlenka možného pozitivního vlivu lidského hospodaření na ekosystémovou integritu poměrně vzácná a velmi málo prokoumaná. Lidský faktor je v tradici ekologické integrity typicky chápán jako stresor (Manuel-Navarrete et al. (2004); Vining, 2008) přičemž koncepty zvažující nějakou formu konstruktivní symbiózy mezi člověkem a ekosystémy, která převyšuje integritu „netknuté“ přírody jsou extrémně teoretické (vágní). To samozřejmě souvisí i s celkovým nastavením průmyslové společnosti a



ekonomického uvažování, které v přírodě vidí především zdroj (Farina, 2012), přičemž prominentní koncepty jako jsou ekosystémové služby tuto představu zásadně nerozporují.

Jedním z dílčích cílů práce bylo i poskytnutí zjištění aplikovatelných v hospodaření s ekosystémy a krajinou. Jedním z možných závěrů této práce je, že zakonzervování (omezování) krajiny nemusí vést k zachování nebo optimalizaci ekosystémové integrity, včetně biodiversity. Případy, kdy lidské hospodaření vede k drastickému poklesu ekosystémové integrity, jako tomu je ve Šlesvicku-Holštýnsku (**Článek 2**), jsou spíše dané typem hospodaření, které je silně závislé na umělých vstupech a homogenizaci. Takové hospodaření ale není myslitelné bez levných fosilních paliv, chemikálií a patřičného dotačního/cenového systému, jelikož samo o sobě, průmyslové zemědělské hospodaření je velmi podřadné (neproduktivní) ve srovnání s méně intenzivními typy hospodaření (např. hospodářské louky a lesy), které vykazují mnohem vyšší míru zachycení exergie, toků energií a dalších parametrů ekosystémové integrity.

Zajímavé je, že v hodnocení ekosystémové integrity (**Článek 1**) vyšlo Třeboňsko ve srovnání s Šlesvickem-Holštýnskem jen o málo lépe díky výrazně větší ploše lesů. Třeboňsko má z hlediska ekosystémové integrity značné rezervy s ohledem na hospodaření na loukách a zemědělské půdě, i když zbytek regionu je vesměs v dobrém stavu. Navzdory ochraně přírody se i v Třeboňsku aplikuje průmyslové hospodaření (s ještě horšími výsledky než ve Šlesvicku-Holštýnsku), přičemž kontrast v ekosystémové integritě mezi zemědělskou půdou a např. mokřadními, litorálními a břehovými porosty kolem vodních těles jsou markantní. V **Článku 1** jsme se snažili uzavřít výsledky doporučením, aby se průmyslové hospodaření inspirovalo fungováním více samo-organizovaných ekosystémů (= nezávislých na umělých vstupech), která často vykazovaly až dvojnásobnou fotosyntetickou produktivitu, o dalších parametrech ekosystémové integrity nemluvě.

S ohledem na „kulturu“ nakládání s ekosystémy úvahu rámovat v pojmech modelu na Obr. 5. Pokud udržitelné a respektující nakládání s krajinou vyžaduje aktivní přítomnost jeho obyvatel v „terénu“ aby nedošlo ke ztrátě naučených mechanismů (sémiotického rozhraní), průmyslové hospodaření díky mechanizaci vede k odtržení obyvatel od krajiny a následně ztrátě patřičných krajinných hodnot. Tím, že se obyvatelé stěhují do měst, tráví stále více času ve virtuálním prostoru a dramaticky klesá podíl lidské síly v hospodářských odvětvích na úkor mechanizace a chemizace, dochází k přetržení vazeb s krajinou a zapomenutí tradičních řemesel, která byla založena na udržitelném nakládání s ekosystémy. Ne náhodou si hospodáři na Třeboňsku stěžovali, že tradiční rybářské řemeslo je v ohrožení, protože dramaticky klesly počty zaměstnanců v tomto oboru a tato znalost se vytrácí. Na druhou stranu, respondenti z řad lesníků poukazovali na vazbu mezi aktivní prací v lese a vztahu k přírodě a krajině, včetně role pamětihodností, připomínajících tradici lesnictví na Třeboňsku (s odkazem na Obr. 5, znaky a významy). Vedoucí rybářského oddílu zdůrazňoval, jakou roli hraje rybaření dětí při jejich osobním a morálním vývoji a budování respektu k přírodě a druhým lidem.

Tyto střípky poukazují na důležitost vazby mezi krajinnými hodnotami a aktivní přítomností lidí v krajině, včetně role znalostních systémů, které uchovávají poznatky o tom, jak se o ekosystémy udržitelně a zodpovědně starat. Tyto vazby čelí ohrožení v kontextu postupující urbanizace a mechanizace, přičemž role vědy o udržitelnosti je na tyto výzvy reagovat, a s ohledem na výzvy popsane v úvodu této práce adaptovat svojí praxi tak, aby vedla směrem k aktivnímu spolu-definování toho co znamená udržitelný život, péče o krajinu a ekosystémy, a podpoře společnosti v hledání vzorců chování, které pomohou tyto významy vtisknout do krajiny a udržovat je. Manuel-Navarrete (2015) by taký stav popsal jako soulad (kongruence) mezi subjektivními trajektoriemi a základními materiálními a informačními dynamikami (socio-ekologickou materiální rovinou, viz. Obr. 3).

## 7 Závěry z publikovaných prací

S ohledem na popsané výsledky zahrnutých studií a jejich zhodnocení lze uvést následující odpovědi na výzkumné otázky celé práce:

### 1. Jak interagují různé hladiny ekosystémové integrity, služeb a krajinných hodnot s ohledem na jejich kvantitu a pestrost?

V zahrnutých studiích byly porovnány různé metodické přístupy k hodnocení několika komponentů, vybraných k reprezentaci strukturních částí krajiny (Obr. 1).

V **Článku 2** jsme hodnotili vztah mezi abiotickým potenciálem, ekosystémovou integritou a produkčními ekosystémovými službami. Abiotický potenciál jsme reprezentovali pomocí indikátoru „úrodnost půd,“ přičemž tento faktor byl silně korelovaný s klíčovými parametry ekosystémové integrity, poukazující na silnou pozitivní vazbu mezi půdní úrodností a ekosystémovou integritou. V budoucích pracích silně doporučujeme zahrnutí dalších faktorů, reprezentujících abiotický potenciál, například typy půd nebo klimatické faktory. Vztah mezi ekosystémovou integritou a produkčními ekosystémovými službami byl překvapivě negativní, což bylo v rozporu s hypotézou. Tento výsledek jsme interpretovali silnou přítomností antropogenního faktoru (vliv aplikace nitrátů a průmyslového hospodaření), nicméně bez zahrnutí reprezentativních údajů reprezentujících antropogenní faktory tyto dynamiky nelze dostatečně objasnit. Pro případné další studie doporučujeme tyto faktory v podobě vhodných indikátorů zahrnout. Obdobný vztah mezi ekosystémovou integritou a produkčními službami byl zjištěn pomocí expertního hodnocení v **Článku 3**, poukazující k závěru, že v průmyslových zemědělských typech krajinného využití se produkce plodin dosahuje na úkor ekosystémové integrity.

**Článek 6** se mj. zabýval hodnocením interakce mezi ekosystémovou integritou a krajinnými hodnotami. Některé hodnoty, typicky kulturní a ekonomické, byly silně asociovány s místy s nízkou ekosystémovou integritou (urbánní povrchy), zatímco hodnoty divočiny, rekreace a estetiky byly asociovány s krajinnými ekosystémy s proměnlivou úrovní ekosystémové integrity. Celkově lze říct, že ekosystémy s vysokou integritou byly hodnotné tehdy, pokud byly asociovány s pestrou paletou krajinných hodnot, přičemž ty byly závislé na přítomnosti infrastruktury (cesty, občerstvení, kempy) a historickým významem. Lokality s vysokou ekosystémovou integritou, které byly nepřístupné nebo vzdálené od kulturních a turistických center, byly hodnoceny málo, v případě bezzásahových zón byly hodnoceny pouze z hlediska hodnoty divočiny. Stejně chudé na krajinné hodnoty byly zemědělské plochy, které pozornost nepřitahovaly žádnou. K interpretaci vztahu mezi ekosystémovou integritou by opět přispěly indikátory reprezentující infrastrukturu, která se jeví jako klíčový krajinný prvek, facilitující komunikaci mezi ekosystémy a krajinnými hodnotami.

### 2. Jaké metody jsou vhodné ke komplexnímu popisu krajinných celků, hodnocených z hlediska ekosystémové integrity, služeb a krajinných hodnot?

Jako jednoznačně nejhodnotnější se jeví metody založené na dálkovém průzkumu Země a kvalitativní mapování. Tato přístupy představují poměrně nenáročné nástroje hodnocení krajiny co do technické způsobilosti, finančních a personálních nákladů, přičemž úroveň detailu výstupů je velmi vysoká. Dvě další metody: expertní hodnocení a hodnocení na základě dat z regionálních statistických údajů, jsou sice porovnatelně méně náročné, jejich přesnost a rozlišení je činí vhodnými spíše jako doplněk ke dvěma výše zmíněným metodám.

Zatímco data získaná na základě dálkového průzkumu Země byla velmi detailní a rovnoměrně reprezentovala výzkumné oblasti, výstupy z kvalitativního mapování poskytovaly reprezentativní data

pouze pro relativně malé oblasti (**Článek 5**), pro větší (**Článek 6**) oblasti už nebylo tímto způsobem prakticky možné pořídít mapu krajinných hodnot, která by pokrývala celou výzkumnou oblast. Pokud by cílem bylo statistické porovnání distribuce ekosystémové integrity a krajinných hodnot, doporučil bych kombinovat kvalitativní mapování s rozsáhlejšími studiemi, zahrnujícími větší vzorku respondentů, např. s využitím přístupu zvaném PGIS a PPGIS, tedy zahrnutím participativních mapovacích seminářů a mapovacího dotazníku pro široké spektrum respondentů, kde jsou data sbírána prostřednictvím webového rozhraní (Sherrouse et al., 2011; Brown a Kytä, 2013; Sherrouse et al., 2014). Navzdory nedostatkům kvalitativního mapování tato metoda poskytuje nejvíce detailní zjištění ohledně vztahu zájmových skupin k území, jejich představě o udržitelnosti a umožňuje komplexní popis percepce krajinných hodnot respondenty.

S ohledem na požadavky inkluzivního výzkumu by této práci dále prospělo, pokud by aktéři byli více zapojeni do definice zkoumaných pojmů (ekosystémová integrita, hodnoty) a pokud by s nimi například byly konzultovány výsledky šetření, porovnání biofyzikálními i kvalitativními metodami. Získání zpětné vazby od respondentů a zájmových skupin vzhledem k získaným výsledkům, a jejich zapojování do různých částí konceptualizace výzkumu a sběru dat by pomohlo učinit výstupy práce lépe využitelné a srozumitelné potenciálními uživateli

### 3. Jaký je ekologický stav ekosystémů studované krajiny a co z toho vyplývá pro hospodaření s ekosystémy?

Hodnocením ekosystémové integrity regionů jsme se zabývali v **Článcích 1, 2 a 3** přičemž mezi zkoumané oblasti patřilo CHKO Třeboňsko v jižních Čechách, Šlesvicko-Holštýnsko a Meklenbursko-přední Pomořansko v severním Německu. Hodnocení bylo provedeno pomocí měření na základě dat z dálkového průzkumu Země a expertními maticemi, přičemž obě metody poskytovaly analogické výsledky. Nejnižší hodnoty ekosystémové integrity získaly zemědělské a městské plochy, následované pastvinami, zatímco nejlépe hodnocené byly lesní ekosystémy, mokřady a příbřežní porosty. Orná půda a pastviny v CHKO Třeboňsko vykazovaly poněkud nižší hodnoty ekosystémové integrity v porovnání se Šlesvickem-Holštýnskem (**Článek 1**), na druhou stranu Šlesvicko-Holštýnsko je silně antropogenní krajina s poměrně malým zastoupením zalesněných ploch, díky čemuž byla jeho celková ekosystémová integrita, hodnocená pomocí RIEI (Regionálního Indexu Ekosystémové Integrity), nižší v porovnání s CHKO Třeboňsko, které je z velké části zalesněné.

V rámci Šlesvicka-Holštýnska (**Článek 2**) byly identifikovány oblasti s výrazně horšími parametry zemědělských ploch, které těsně korespondovaly s plochami, na kterých se pěstuje silážní kukuřice (písčité půdy v oblasti zvané Geest ve středu regionu). Zajímavé bylo, ekosystémová integrita pastvin na těchto velmi chudých půdách byla srovnatelná s ekosystémovou integritou pastvin, které se nacházely na úrodných půdách sub-regionu Hügelland a Marsch, z čehož jsme vyvodili závěr, že zemědělství na písčitých půdách v sub-regionu Geest nemá z ekologického hlediska opodstatnění a bylo by lepší jej nahradit pastvinami. Obdobné zjištění bylo učiněno u zemědělských ploch v CHKO Třeboňsko, kdy tyto plochy vykazovaly markantně nízké hodnoty ekosystémové integrity v porovnání se zalesněnými oblastmi i analogickými typy krajinného využití ve Šlesvicku-Holštýnsku.

V obou zkoumaných oblastech bychom doporučili radikální změnu zemědělského hospodářského typu směrem, tedy monokulturní kultivace jednoletých rostlin bez zahrnutí meziplodin, směrem k polykulturám a kombinaci s trvalými kulturami (agrolesnictví) a meziplodinami jako náhrada za umělá hnojiva a pesticidy. V Šlesvicku-Holštýnsku bychom navíc doporučili výrazně zvýšit podíl zalesněných ploch, zejména na chudých písčitých půdách, které by přispěly k zvýšení celkové ekologické stability krajiny a posílily potenciál poskytovat ekosystémové služby.

#### 4. Jaké hodnoty vnímají zástupci zájmových skupin ve zkoumané krajině a jak tato znalost jde využít jako podpora pro rozhodování?

V Článku 5 a 6 jsme se zabývali identifikací a mapováním krajinných hodnot v České republice, konkrétně v CHKO Třeboňsko a v oblasti při soutoku Berounky a Vltavy u hlavního města Prahy. V obou oblastech aktéři zastávali hodnoty, které byly silně provázané s typem aktivit a zájmů, které v dané krajině měli.

Zatímco hospodařící subjekty v CHKO Třeboňsko preferovali hodnotu správcovství, zástupci ochrany přírody vyzdvihovali roli krajiny coby domov bohaté přírodní rozmanitosti. Zajímavé zjištění bylo, že oba „tábory“ vyzdvihovali hodnotu přírody studované oblasti, ovšem každý z jiného úhlu pohledu. Hospodařící subjekty chápaly hospodaření s ekosystémy jako podmínku zachování ekologické stability krajiny, která je podle nich silně antropogenní, a tudíž závislá na lidském zásahu. Zástupci ochrany přírody naopak viděli krajinu jako „renaturovanou“ a hodnou ochrany před nadměrným hospodařením, urbanizací a turistikou, tedy spíše jako rezervaci než jako antropogenní krajinu. Tyto pohledy se střetávaly v konfliktu okolo možného vyhlášení CHKO Třeboňsko kulturní památkou a následně začlenění do ochranného režimu UNESCO, přičemž „usmíření“ těchto postojů je klíčem k sdílené správě území a nastavení společné vize pro Třeboňsko.

V oblasti soutoku Berounky s Vltavou (Článek 5) jsme identifikovali 4 typy krajinných hodnot, které jsme vztáhli k teoretickému modelu hodnotových rámců (Orders Of Worth; Boltanski a Thévenot, 1999). V hloubkových rozhovorech jsme jednak krajinné hodnoty mapovali, jednak jsme s nimi hovořili o jejich pohledu na směřování studované oblasti (s ohledem na plánovaný příměstský park). Dle očekávání odpovídaly perspektivy ohledně hodnoty lokalit i žádoucího směřování oblasti zájmům, které respondenti v lokalitě měli. Místní obyvatelé preferovali domácí a přírodní hodnoty, zástupci samospráv a občanských spolků občanské a přírodní hodnoty a podnikatelé zastávali tržní hodnoty. Zajímavé bylo zjištění, že respondenti, kteří vykazovali podobné hodnotové rámce spolu i nejlépe vycházeli, nebo naopak ti, kteří spolu prokazatelně dobře komunikovali vykazovali i podobné hodnotové rámce. Zjištění vyplynula sada doporučení pro případné komunikátory v oblasti s ohledem na doporučenou argumentaci, určenou pro různé zástupce zájmových skupin. Rovněž jsme identifikovali aktéry, kteří by spolu dle podobnosti v hodnotových rámcích dobře vycházeli, ačkoli doposud spolupráci nenavázali. Na druhou stranu jsme identifikovali aktéry, kteří spolu dobře nevycházeli a vysvětlením byly jejich odlišné hodnotové rámce, díky kterým nebyli schopni vést rovnocenný dialog ohledně sdílené vize oblasti.

## 8 Shrnutí

Předkládaná práce se zaměřuje na hodnocení regionální ekosystémové integrity, služeb a krajinných hodnot s využitím kombinace přírodních a sociologických metod. Její aspirací je přispět k znalosti v oboru věd o udržitelnosti, studiu sociálně-ekologických systémů, posunout úroveň znalost v aplikaci vhodných metod a poskytnout podklady a nástroje pro krajinný management. Klíčovým tématem práce je aplikace přístupu smíšených metod, přičemž cílem bylo hodnotit jak jednotlivé složky krajiny, reprezentované koncepty ekosystémové integrity, ekosystémovými službami a krajinnými hodnotami interagují. Rovněž jsme v rámci práce zkoumali možnosti a limity smíšených metod s ohledem na jejich schopnost reprezentovat realitu, ve které dochází k interakci mezi sociální (symbolickou) a materiální rovinou.

Metody aplikované v této práci se liší dle úrovně detailu dat, která poskytují ale také co do pracnosti. Obecně platí, že čím snazší je sběr dat, tím jsou výsledky méně informativní a v nižším časovém a/nebo prostorovém rozlišení. Kvalita dat představuje hlavní komplikující faktor při snaze o kombinaci výstupů

z různých metod, přičemž platí, že data s nižším rozlišením a přesností se hodí spíše jako doplňková, tedy v případě že chybí data detailnější. Výstupy kvalitativního mapování a biofyzikálního hodnocení jsou metodicky dobře porovnatelné, nicméně povaha informace, kterou oba typy dat reprezentují činí vyvození závěrů problematické. I tak se nám podařilo některé tyto problémy alespoň pojmenovat, což může pomoci při dalších snahách o výzkum v tomto směru, např. prostřednictvím zahrnutí dalších metod, zejména s ohledem na reprezentaci krajinných hodnot.

V rámci publikací byla zkoumána interakce mezi zahrnutými krajinnými jevy, tedy ekosystémovou integritou, službami a krajinnými hodnotami. Z výsledků plyne, že v kontextu průmyslového hospodaření je vysoké zemědělské produkce dosahováno na úkor ekosystémové integrity. Ve vztahu ke krajinným hodnotám jsem došel k závěru, že vysoká ekosystémová krajina je spojená s krajinnými hodnotami pouze tehdy, pokud je dostupná patřičná infrastruktura (např. cesty, občerstvení, ubytování), případně pokud má lokalita i další význam mimo bezzásahovosti (kulturní, historický, hospodářský). Na druhou stranu oblasti s nízkou ekosystémovou integritou mohou hostit pestrou paletu hodnot, pokud se jedná o kulturní centra, což se týká zejména městských povrchů, naopak pokud se jedná o jednoúčelová krajinná využití, typicky nemají pro respondenty žádný význam.

Mapování krajinných významů může posloužit jako hodnotný podklad pro rozhodování, jelikož dokáže identifikovat různé významy v krajině, které se váží s různými zájmy a kde může docházet k vzniku konfliktů. Biofyzikální hodnocení může na druhé straně poskytnout jiný úhel pohledu na stav krajiny od subjektivního, a do jisté míry pomoci ohodnotit udržitelnost hospodaření s ekosystémy. S ohledem na využitelnost a inkluzivitu výstupů by nicméně velmi pomohlo, pokud by do designu výzkumu, definice klíčových pojmů jako např. ekosystémová integrita a vlastní interpretace a reflexe výsledků byli zapojeni zástupci zájmových skupin v lokalitě. Větší participace potenciálních uživatelů výsledků studie představuje výzvu pro budoucí výzkum v této oblasti.

## 9 Literatura

Alessa, L., A. Kliskey, and M. Altaweel. 2009. Toward a typology for social-ecological systems. *Sustainability: Science, Practice, and Policy* 5(1):31-41

Barbieri, M., 2018. Code Biology , Peircean Biosemiotics , and Rosen ' s Relational Biology. *Biol. Theory* 0, 0. <https://doi.org/10.1007/s13752-018-0312-z>

Berkes, F., and C. Folke, editors. 1998. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Bernardo, F., Loupa-Ramos, I., Carvalheiro, J., 2021. Are biodiversity perception and attitudes context dependent? A comparative study using a mixed-method approach. *Land use policy* 109. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105703>

Bertuol-Garcia, D., Morsello, C., N. El-Hani, C., Pardini, R., 2018. A conceptual framework for understanding the perspectives on the causes of the science–practice gap in ecology and conservation. *Biol. Rev.* 93, 1032–1055. <https://doi.org/10.1111/brv.12385>

Biedenweg, K., Williams, K., Cervený, L., Styers, D., 2019. Is recreation a landscape value?: Exploring underlying values in landscape values mapping. *Landsc. Urban Plan.* 185, 24–27. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.12.005>

- Blumetto, O., Castagna, A., Cardozo, G., García, F., Tiscornia, G., Ruggia, A., Scarlato, S., Albicette, M.M., Aguerre, V., Albin, A., 2019. Ecosystem Integrity Index, an innovative environmental evaluation tool for agricultural production systems. *Ecol. Indic.* 101, 725–733. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.077>
- Boltanski, L., Thevenot, L., 1999. Boltanski Thevenot 1999 The Sociology Of Critical Capacity.pdf. *Eur. J. Soc. Theory.*
- Boschmann, E.E., Cubbon, E., 2014. Sketch Maps and Qualitative GIS: Using Cartographies of Individual Spatial Narratives in Geographic Research. *Prof. Geogr.* 66, 236–248. <https://doi.org/10.1080/00330124.2013.781490>
- Bouamrane, M., Spierenburg, M., Agrawal, A., Boureima, A., Cormier-Salem, M.C., Etienne, M., Le Page, C., Levrel, H., Mathevet, R., 2016. Stakeholder engagement and biodiversity conservation challenges in socialecological systems: Some insights from biosphere reserves in Western Africa and France. *Ecol. Soc.* 21. <https://doi.org/10.5751/ES-08812-210425>
- Brown, G., Kyttä, M., 2014. Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. *Appl. Geogr.* 46, 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.11.004>
- Brown, K. 2014. Global environmental change I. A social turn for resilience? *Progress in Human Geography* 38(1):107-117. [http:// dx.doi.org/10.1177/0309132513498837](http://dx.doi.org/10.1177/0309132513498837).
- Burbidge, A. H., Maron, M., Clarke, M. F., Baker, J., Oliver, D. L., & Ford, G., 2011. *Linking science and practice in ecological research and management: How can we do it better? Ecol. Manag. & Rest., 12(1), 54–60.* doi:10.1111/j.1442-8903.2011.0
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landsc. Online* 32, 1–32. <https://doi.org/10.3097/LO.201434>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. & Müller, F. 2012. Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. - *Ecological Indicators* 21: 17- 29. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019
- Campagne, C.S., Roche, P., Müller, F., Burkhard, B., 2020. Ten years of ecosystem services matrix: Review of a (r)evolution. *One Ecosyst.* 5. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e51103>
- Cebrián-Piqueras, M.A., Filyushkina, A., Johnson, D.N., Lo, V.B., López-Rodríguez, M.D., March, H., Oteros-Rozas, E., Pepler-Lisbach, C., Quintas-Soriano, C., Raymond, C.M., Ruiz-Mallén, I., van Riper, C.J., Zinngrebe, Y., Plieninger, T., 2020. Scientific and local ecological knowledge, shaping perceptions towards protected areas and related ecosystem services. *Landsc. Ecol.* 35, 2549–2567. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01107-4>
- Chan, K.M.A., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S., Gómez-Baggethun, E., Gould, R., Hannahs, N., Jax, K., Klain, S., Luck, G.W., Martín-López, B., Muraca, B., Norton, B., Ott, K., Pascual, U., Satterfield, T., Tadaki, M., Taggart, J., Turner, N., 2016. Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 1462–1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>

Chaudhary, S., McGregor, A., Houston, D., Chettri, N., 2015. The evolution of ecosystem services: A time series and discourse-centered analysis. *Environ. Sci. Policy* 54, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.025>

Clark, W.C., 2007. Sustainability science: A room of its own. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 1737–1738. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611291104>

Colding, J., Barthel, S., 2019. Exploring the social-ecological systems discourse 20 years later. *Ecol. Soc.* 24. <https://doi.org/10.5751/ES-10598-240102>

Coppedge, B.R., Engle, D.M., Masters, R.E., Gregory, M.S., 2006. Development of a grassland integrity index based on breeding bird assemblages. *Environ. Monit. Assess.* 118, 125–145. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1237-8>

Costanza, R., 2012. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 45, 24–29. DOI:10.1016/j.ecoleng.2012.03.023

Costanza, R., 2012. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecol. Eng.* 45, 24–29.

Cote, M., and A. J. Nightingale. 2012. Resilience thinking meets social theory: situating social change in socio-ecological systems (SES) research. *Progress in Human Geography* 36(4):475-489. <http://dx.doi.org/10.1177/0309132511425708>

Davidson, D. J. 2010. The applicability of the concept of resilience to social systems: some sources of optimism and nagging doubts. *Society and Natural Resources* 23:1135-1149. <http://dx.doi.org/10.1080/08941921003652940>

De Groot, R., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. 2002. A Typology for the Classification Description and Valuation of Ecosystem Functions , Goods and Services. *Ecological Economics*, 41(3), pp. 393– 408. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00089-7

de Groot, R.S., Wilson, M. a, Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

Dennett, D. C. 1993. *Consciousness explained*. Penguin, London, UK

Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I.A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K.M.A., Figueroa, V.E., Duraipappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G.M., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E.S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R.J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z.A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, T.S., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, A.L., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A.M.M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W.A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J.P., Mikissa, J.B., Moller, H., Mooney, H.A., Mumby, P., Nagendra, H., Nesshover, C., Oteng-Yeboah, A.A., Pataki, G., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y., Zlatanova, D., 2015. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., van Oudenhoven, A.P.E., van der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science* (80- ). 359, 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>

Enache, C., Craciun, C., 2013. The Role of the Landscape in the Identity Generation Process. *Procedia - Soc. Behav. Sci.* 92, 309–313. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.08.677>

European Commission 2016. Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges. Technical Report - 2016 – 095, Copenhagen.

Farina, A., 2012. A Biosemiotic Perspective of the Resource Criterion: Toward a General Theory of Resources. *Biosemiotics* 5, 17–32. <https://doi.org/10.1007/s12304-011-9119-z>

Fischer, A., Eastwood, A., 2016. Coproduction of ecosystem services as human-nature interactions-An analytical framework. *Land use policy* 52, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.004>

Fischer, A., Young, J.C., 2007. Understanding mental constructs of biodiversity: implications for biodiversity management and conservation. *Biol. Conserv.* 136, 271–282.

Folke, C., Å. Jansson, J. Rockström, P. Olsson, S. R. Carpenter, F. S. Chapin III, A. S. Crépin, G. Daily, K. Danell, J. Ebbesson, T. Elmqvist, V. Galaz, F. Moberg, M. Nilsson, H. Österblom, E. Ostrom, Å. Persson, G. Peterson, S. Polasky, W. Steffen, B. Walker, and F. Westley. 2011. Reconnecting to the biosphere. *Ambio* 40 (7):719-738. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-011-0184-y>

Folke, C., Biggs, R., Norström, A. V., Reyers, B., Rockström, J., 2016. Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecol. Soc.* 21. <https://doi.org/10.5751/ES-08748-210341>

Gallopín, G. C., P. Gutman, and H. Maletta. 1989. Global impoverishment, sustainable development and the environment: a conceptual approach. *International Social Science Journal* 121:375-397.

Gobster, P.H., 2010. Development of Ecological Aesthetics in the West: A Landscape Perception and Assessment Perspective. *Acad. Res.* 4, 2–12.

Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecol. Econ.* 69, 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>

Greene, J. C., Caracelli, V. J., & Graham, W. F., 1989. Toward a conceptual framework for mixed-method evaluation designs. *Educational Evaluation and Policy Analysis*, 11, 255-274.

Gross, J.E., Goetz, S.J., Cihlar, J., 2009. Application of remote sensing to parks and protected area monitoring: Introduction to the special issue. *Remote Sens. Environ.* 113, 1343–1345. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.12.013>

Gunton, R.M., van Asperen, E.N., Basden, A., Bookless, D., Araya, Y., Hanson, D.R., Goddard, M.A., Otieno, G., Jones, G.O., 2017. Beyond Ecosystem Services: Valuing the Invaluable. *Trends Ecol. Evol.* 32, 249–257. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.01.002>



Haase, P., Tonkin, J.D., Stoll, S., Burkhard, B., Frenzel, M., Geijzendorffer, I.R., Häuser, C., Klotz, S., Kühn, I., McDowell, W.H., Mirtl, M., Müller, F., Musche, M., Penner, J., Zacharias, S., Schmeller, D.S., 2018. The next generation of site-based long-term ecological monitoring: Linking essential biodiversity variables and ecosystem integrity. *Sci. Total Environ.* 613–614, 1376–1384. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.111>

Hátle, M., (2014) CHKO Třeboňsko, 35 let velkoplošné ochrany unikátní krajiny. *Ochrana přírody*. 4, 2-9

Haines-Young, R., Potschin, M., 2012. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, *Ecosystem Ecology*. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511750458.007>

Hedblom, M., Hedenås, H., Blicharska, M., Adler, S., Knez, I., Mikusiński, G., Svensson, J., Sandström, S., Sandström, P., Wardle, D.A., 2020. Landscape perception: linking physical monitoring data to perceived landscape properties. *Landsc. Res.* 45, 179–192. <https://doi.org/10.1080/01426397.2019.1611751>

Hejnowicz, A.P., Rudd, M.A., 2017. The value landscape in ecosystem services: Value, value wherefore art thou value? *Sustain.* 9, 1–34. <https://doi.org/10.3390/su9050850>

Hernández-Morcillo, M., Bieling, C., Bürgi, M., Lieskovský, J., Palang, H., Printsman, A., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., Plieninger, T., 2017. Priority questions for the science, policy and practice of cultural landscapes in Europe. *Landsc. Ecol.* 32, 2083–2096. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0524-9>

Hirons, M., Comberti, C., Dunford, R., 2016. Valuing Cultural Ecosystem Services. *Ssrn* 1–30. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085831>

Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4:1-23 DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.12.002

Hunziker, M., Buchecker, M., & Hartig, T. (2007). Space and place - Two aspects of the human-landscape relationship. In F. Kienast, O. Wildi & S. Ghosh (Eds.), *A changing world. Challenges for landscape research* (pp. 47–62). The Netherlands: Springer.

Jax, K., Barton, D.N., Chan, K.M.A., de Groot, R., Doyle, U., Eser, U., Görg, C., Gómez-Baggethun, E., Griewald, Y., Haber, W., Haines-Young, R., Heink, U., Jahn, T., Joosten, H., Kerschbaumer, L., Korn, H., Luck, G.W., Matzdorf, B., Muraca, B., Neßhöver, C., Norton, B., Ott, K., Potschin, M., Rauschmayer, F., von Haaren, C., Wichmann, S., 2013. Ecosystem services and ethics. *Ecol. Econ.* 93, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.06.008>

Johnson, B., Loomis, E., Onweuegbuzie, A., 2004. Development of the Philosophical and Methodological Beliefs Inventory. Paper presented at the Annual Meeting of the American Educational Research Association, San Diego, CA.

Jørgensen, S. E., and Y. M. Svirezhev. 2004. *Towards a thermodynamic theory for ecological systems*. Elsevier, Oxford, UK.

- Kamičaitė, J., Gražulevičiūtė-Vileniške, I., Gadal, S., 2019. Role of Multicultural Identity in Landscape Perception and Methodological Possibilities of Its Interdisciplinary Analysis. *Landsc. Archit. Art* 15, 65–74. <https://doi.org/10.22616/J.LANDARCHART.2019.15.07>
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecol. Indic.* 28, 54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>
- Karr, J. 1996. *Ecological Integrity and Ecological Health Are Not the Same*. National Academy of Engineering. 1996. *Engineering Within Ecological Constraints*. Washington, DC: The National Academies Press. DOI: 10.17226/4919
- Karr, J.R. & Dudley, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environ. Manage.* 5, 55– 68. DOI: 10.1007/BF01866609
- Klain, S.C., Chan, K.M.A., 2012. Navigating coastal values: Participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecol. Econ.* 82, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.008>
- Leopold, A., Potter, R.C., 2016. The biosemiotics of Aldo Leopold 44, 111–128.
- LLUR 2011. Bodenbewertung in Schleswig- Holstein. [https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/B/boden/Downloads/ErlaeuterungenNutzer.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=3](https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/B/boden/Downloads/ErlaeuterungenNutzer.pdf?__blob=publicationFile&v=3) (Datum: 7.2.2022)
- Mace G.M., 2014. Whose conservation? *Science* 345:1558–1560
- Manuel-Navarrete, D., 2015. Double coupling: Modeling subjectivity and asymmetric organization in social-ecological systems. *Ecol. Soc.* 20. <https://doi.org/10.5751/ES-07720-200326>
- Manuel-Navarrete, D., Buzinde, C.N., Swanson, T., 2021. Fostering horizontal knowledge co-production with indigenous people by leveraging researchers’ transdisciplinary intentions. *Ecol. Soc.* 26. <https://doi.org/10.5751/ES-12265-260222>
- Manuel-Navarrete, D., Kay, J.J., Dolderman, D., 2004. Ecological integrity discourses: Linking ecology with cultural transformation. *Hum. Ecol. Rev.* 11, 215–229. <https://doi.org/10.1109/WAINA.2008.247>
- Maran, T., Kull, K., 2014. ecoSeMIoTicS: MAIn prInclpLeS 41–50. <https://doi.org/10.1111/geob.12035>
- Millar, C.I., Stephenson, N.L., Stephens, S.L., 2007. Climate Change and Forests of the Future: Managing in the Face of Uncertainty. *Ecol. Appl.* 17, 2145–2151. DOI: 10.1890/06-1715.1
- Millenium Ecosystem Assessment (ME) 2005. Island Press.
- Miller, T.R., Wiek, A., Sarewitz, D., Robinson, J., Olsson, L., Kriebel, D., Loorbach, D., 2014. The future of sustainability science: A solutions-oriented research agenda. *Sustain. Sci.* 9, 239–246. <https://doi.org/10.1007/s11625-013-0224-6>

Mingazzini, Marina, Palumbo, Maria Teresa, Mingazzini, M, Palumbo, M T, 2015. Open Mass Cultures of Marine Microalgae for Biodiesel Production: Laboratory Approach to Study Species Competition in Mixed Cultures. *Nat. Resour.* 6, 174–180. <https://doi.org/10.4236/nr.2015.63016>

Minkel, J. R. 2002. The meaning of life. *New Scientist* 2363:30-33.

Mooney, H.A., Duraiappah, A., Larigauderie, A., 2013. Evolution of natural and social science interactions in global change research programs. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 3665–3672. <https://doi.org/10.1073/pnas.1107484110>

Mooney, H.A., Duraiappah, A., Larigauderie, A., 2013. Evolution of natural and social science interactions in global change research programs. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 3665–3672. <https://doi.org/10.1073/pnas.1107484110>

Müller, F., 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecol. Indic.* 5, 280–294. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.017>

Müller, F., Hoffmann-Kroll, R., Wiggering, H., 2000. Indicating ecosystem integrity - Theoretical concepts and environmental requirements. *Ecol. Modell.* 130, 13–23. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00210-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00210-6)

Musacchio, L.R., 2013. Key concepts and research priorities for landscape sustainability. *Landsc. Ecol.* 28, 995–998. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9909-6>

Odling-Smee, F. J., Laland, K. N., & Feldman, M. W. (2003). *Niche construction. The neglected process in evolution.* Princeton: Princeton University Press

Opdam, P., 2020. Navigating the space between landscape science and collective action for sustainability: identifying key factors in information processing. *Landsc. Ecol.* 35, 2629–2639. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01028-2>

Opdam, P., Luque, S., Nassauer, J., Verburg, P.H., Wu, J., 2018. How can landscape ecology contribute to sustainability science? *Landsc. Ecol.* 33, 1–7. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0610-7>

Ostrom, E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325 (5939):419-422. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1172133>

Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R.T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S.M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S.E., Al-Hafedh, Y.S., Amankwah, E., Asah, S.T., Berry, P., Bilgin, A., Breslow, S.J., Bullock, C., Cáceres, D., Daly-Hassen, H., Figueroa, E., Golden, C.D., Gómez-Baggethun, E., González-Jiménez, D., Houdet, J., Keune, H., Kumar, R., Ma, K., May, P.H., Mead, A., O'Farrell, P., Pandit, R., Pengue, W., Pichis-Madruga, R., Popa, F., Preston, S., Pacheco-Balanza, D., Saarikoski, H., Strassburg, B.B., van den Belt, M., Verma, M., Wickson, F., Yagi, N., 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 26–27, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>

Pátková, I., Cepl, J.J., Rieger, T., Blahůšková, A., Neubauer, Z., Markoš, A., 2012. Developmental plasticity of bacterial colonies and consortia in germ-free and gnotobiotic settings. *BMC Microbiol.* 12, 178. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-12-178>

- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307:321-326. DOI: 10.1038/307321a0
- Preiser, R., Biggs, R., De Vos, A., Folke, C., 2018. Social-ecological systems as Complex Adaptive Systems. *Ecol. Soc.* 23, 46.
- Ramsfield, T.D., Bentz, B.J., Faccoli, M., Jactel, H., Brockerhoff, E.G., 2016. Forest health in a changing world: Effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts. *Forestry* 89, 245–252. DOI: 10.1093/forestry/cpw018
- Rapport, D.J., Costanza, R., McMichael, A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *Trends Ecol. Evol.* 13, 397–402. DOI: 10.1016/S0169-5347(98)01449-9
- Raymond, C.M., Kenter, J.O., 2016. Transcendental values and the valuation and management of ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 0–1. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.018>
- Reed, M.S., Stringer, L.C., Fazey, I., Evely, A.C., Kruijssen, J.H.J., 2014. Five principles for the practice of knowledge exchange in environmental management. *J. Environ. Manage.* 146, 337–345. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.021>
- Roche, P.K., Campagne, C.S., 2017. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 29, 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.12.009>
- Ruaro, R., Gubiani, É.A., 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecol. Indic.* 29, 105–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.016>
- Schneider, E.D., Kay, J.J., 1994. Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. *Math. Comput. Model.* 19, 25–48. [https://doi.org/10.1016/0895-7177\(94\)90188-0](https://doi.org/10.1016/0895-7177(94)90188-0)
- Sherrouse, B.C., Clement, J.M., Semmens, D.J., 2011. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Appl. Geogr.* 31, 748–760. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.08.002>
- Sherrouse, B.C., Semmens, D.J., Clement, J.M., 2014. An application of Social Values for Ecosystem Services (SolVES) to three national forests in Colorado and Wyoming. *Ecol. Indic.* 36, 68–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.008>
- Statistikamt Nord, 2010. Zemědělské sčítání ve Šlesvicku-Holštýnsku 2010. Osobní komunikace
- Stengers, I. 2010. *Cosmopolitics* (Vol. 1). University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA.
- Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T., Müller, F., 2015. Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. *Ecol. Modell.* 295, 75–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019>

- Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T., Müller, F., 2014. Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. *Ecol. Modell.* 295, 75–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019>
- Taylor, K., 2012. Landscape and meaning: Context for a global discourse on cultural landscapes values. *Manag. Cult. Landscapes* 21–44. <https://doi.org/10.4324/9780203128190-10>
- Terkenli, T.S., Skowronek, E., Tucki, A., Kounellis, N., 2019. Toward understanding tourist landscape. a comparative study of locals' and visitors' perception in selected destinations in Poland and Greece. *Quaest. Geogr.* 38, 81–93. <https://doi.org/10.2478/quageo-2019-0031>
- Tkachenko, O., Hahn, H.J., Peterson, S.L., 2017. Research–Practice Gap in Applied Fields: An Integrative Literature Review. *Hum. Resour. Dev. Rev.* 16, 235–262. <https://doi.org/10.1177/1534484317707562>
- Toomey, A.H., Knight, A.T., Barlow, J., 2017. Navigating the Space between Research and Implementation in Conservation. *Conserv. Lett.* 10, 619–625. <https://doi.org/10.1111/conl.12315>
- Van Kerkhoff, L., Lebel, L., 2006. Linking knowledge and action for sustainable development. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 31, 445–477. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.102405.170850>
- Van Kerkhoff, L., Lebel, L., 2006. Linking knowledge and action for sustainable development. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 31, 445–477. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.102405.170850>
- Vining, J., Merrick, M.S., Price, E.A., 2008. The distinction between humans and nature: Human perceptions of connectedness to nature and elements of the natural and unnatural. *Hum. Ecol. Rev.* 15, 1–11.
- Westra, L., Miller, P., Karr, J.R., Rees W.E. & Ulanowicz, R.E. 2000. Ecological integrity and the aims of the Global Integrity Project. In: Pimentel, D., Westra, L. & Reed, F.N. (eds.): *Integrating Environment, Conservation, and Health*, 19-44. Washington D.C: Island Press.
- Wiggering, H., Müller, F. (Eds.), 2003. *Umweltziele und Indikatoren*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Wolff, S., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecol. Indic.* 55, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016>
- Wright, W.C.C., Eppink, F. V., Greenhalgh, S., 2017. Are ecosystem service studies presenting the right information for decision making? *Ecosyst. Serv.* 25, 128–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.002>
- Zube, E.H., 1987. Perceived land use patterns and landscape values. *Landsc. Ecol.* 1, 37–45. <https://doi.org/10.1007/BF02275264>





## Towards the evaluation of regional ecosystem integrity using NDVI, brightness temperature and surface heterogeneity



Jakub Zelený<sup>a,b,c,\*</sup>, Daniel Mercado-Bettín<sup>d,e,f,g</sup>, Felix Müller<sup>c</sup>

<sup>a</sup> Faculty of Humanities, Charles University in Prague, Pátkova 2137/5, 182 00 Prague 8, Czech Republic

<sup>b</sup> Global Change Research Institute of the Czech Academy of Sciences, Bělidla 986/4a, 603 00 Brno, Czech Republic

<sup>c</sup> Christian-Albrechts-University Kiel, Institute for Natural Resource Conservation, Olshausenstraße 75, 24118 Kiel, Germany

<sup>d</sup> Universidad de Antioquia, Escuela Ambiental, Medellín, Colombia

<sup>e</sup> Catalan Institute for Water Research, Girona, Spain

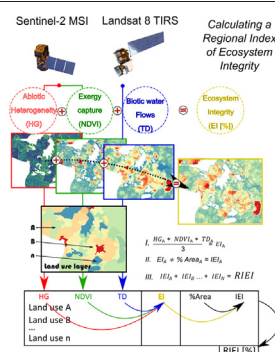
<sup>f</sup> Universitat de Girona, Girona, Spain

<sup>g</sup> Christian-Albrechts-University of Kiel, Department of Hydrology and Water Resources Management, Kiel, Germany

### HIGHLIGHTS

- The study presents a contribution towards regional ecosystem integrity assessment.
- Three ecosystem integrity indicators are combined to produce emergent information.
- The indicators are described and their performance is tested in two case study areas.
- A composite Regional Index of Ecosystem Integrity (RIEI) is proposed.
- The approach is based on a simple and practical concept using open-access data.

### GRAPHICAL ABSTRACT



### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 3 February 2021

Received in revised form 10 June 2021

Accepted 8 July 2021

Available online 13 July 2021

Editor: Jan Vymazal

#### Keywords:

Ecosystem integrity  
Ecological indicators  
Remote sensing  
Spatial analysis  
Decision-support tools

### ABSTRACT

Maintaining ecological integrity is globally acknowledged as a strategic goal, yet there is no consensus on a practical and widely usable methodology to assess it. This study proposes a comprehensive approach to quantify regional ecosystem integrity based on FAIR data, obtained using satellite remote sensing and image analysis. Three variables are central to this approach: normalized difference vegetation index (NDVI), at-satellite brightness temperature (BT) and vegetation surface heterogeneity (HG), corresponding to ecosystem integrity indicators energy capture, biotic water flows and abiotic heterogeneity. The indicators are assessed across the vegetation period and a representative Regional Index of Ecological Integrity (RIEI) is proposed to express the integrity of two case study areas and representative land use types. The proposed approach proved powerful in representing the anthropogenic and autopoietic gradient within study regions in high detail. Arable lands and urban areas ranked lowest, while dense forests and wetlands highest, agriculture being the most significant factor reducing regional integrity. Areas with conservation significance ranked either having the highest integrity, when dense vegetation was present, and mediocre or even low in case of e.g., sand dunes, marches and rock formations. Limitations of the method comprise: insufficient representation of biodiversity, sensitivity to cloud cover and demanding in-situ validation. The approach can be scaled from global to local level, adapted to various remote sensing techniques and complemented by a diversity of data (e.g., ecosystem services, geomorphological, climatic) to provide deeper understanding of landscape ecosystem integrity.

© 2021 Elsevier B.V. All rights reserved.

\* Corresponding author at: Faculty of Humanities, Charles University in Prague, Pátkova 2137/5, 182 00 Prague 8, Czech Republic.  
E-mail address: [jakzeleny@gmail.cz](mailto:jakzeleny@gmail.cz) (J. Zelený).

## 1. Introduction

The need to sustain sufficient levels of ecological integrity has been widely acknowledged on an international level (e.g., Paris Agreement, 2015; Convention on Biological Diversity Aichi Targets), yet there is no general consensus on a unified theory or a methodological approach to quantify it (Roche and Campagne, 2017). This does not mean that there is a lack of complex methods of assessment, quite the contrary. During the last decade, advances in the technical means of ecosystem assessment were among the greatest achievements of the CBD 2010–2020 outlook (Aichi target 19, CBD, 2020). Despite scientific success, in practice, ecosystem managers and conservationists are still facing issues when adopting the developed methods due to them being overly complicated, demanding in financial and material resources, or their results are not applicable in different context, which is why inexpensive and practical, yet comprehensive methods are most desirable (CBD, 2003; Wiens et al., 2009).

Advances in ecosystem integrity assessment are direly needed by nations in order to be able to assess the drivers of biodiversity loss, understand how ecosystems function as holistic units and measure the effect of restoration measures. Its main function is to provide evidence of effectiveness of landscape management and raise awareness of the causes and consequences of poor integrity. Attaining sufficient level of general awareness is understood as a prerequisite in reversing biodiversity loss, and contributes greatly towards slowing progress in achieving the UN Agenda 2030 Sustainable Development Goals. Some scholars call for science to be a multi-actor and inclusive discipline (indicating that reach of science towards the wide audience is still limited), and that awareness raising plays an important part in what environmental science should strive to achieve (Keesstra et al., 2016; Zhang et al., 2019). This includes not only producing widely understandable results, but also methods utilizable by practitioners and the broad public. This report presents a contribution towards this goal.

### 1.1. What is ecosystem integrity?

The working definition of ecosystem integrity selected for this study is “the degree of self-organization [...] regulated by different constraints imposed by abiotic factors and human management.” According to Roche and Campagne (2017), the term encompasses two components: the “ecosystem,” the system of interacting physical, chemical and biological elements (or composition, structure and function, Carter et al., 2019), and the “integrity” meaning the intactness of wholeness of a thing. The concept used within this article can be understood as a thermodynamic approach to ecosystem integrity, because we understand ecosystem integrity as a system's degree of self-organization, which is strongly related to the distance from its thermodynamic equilibrium (Schneider and Kay, 1994; Müller, 1998; Ulanowicz et al., 2006; Puzachenko et al., 2011; Nielsen and Fath, 2019; Nielsen et al., 2020).

Self-organization (*autopoiesis*) describes the general tendency of living systems to form complex structures (Maturana and Varela, 1980). During succession, the complexity and the capacity of an ecosystem to dissipate the available energy gradients increases (Schneider and Kay, 1994; Müller, 1998; Maes et al., 2011; Nielsen and Fath, 2019; Nielsen et al., 2020). A completely self-organized ecosystem is productive in terms of primary production, resistant to disturbance, resilient when recovering from a disturbance and maintains a high level of complexity (Kay, 1991; Rapport et al., 1998; Müller and Leupelt, 1998; Müller et al., 2000; Parrott, 2010). In other words, such ecosystem possesses high integrity (see also Schneider and Kay, 1994; Müller et al., 2000; Müller, 2005). Intensively managed ecosystems on the other hand, are maintained in a pioneer state with high short-term productivity, but low biotic and abiotic complexity. Such types of land use often display low resilience against natural disasters e.g., droughts or erosion, and are highly dependent on anthropogenic input for stability, indicating low ecosystem integrity.

### 1.2. Assessing ecosystem integrity

From a generalized perspective, the integrity approach focuses either on measuring the departure of an ecosystem from its natural reference (Coppedge et al., 2006; Faber-Langendoen et al., 2016; Brown and Williams, 2016) or the maintenance of its functions, rather than maintenance of particular reference conditions (McGarigal et al., 2018). In both cases, setting a reference point to which ecosystems are compared is key for setting management goals (Wurtzebach and Schultz, 2016), although individual reference states and benchmark values of selected ecosystem integrity indicators will need to vary according to local conditions. In practice, each ecosystem integrity indicator is compared to a pre-defined reference state, which can be historical (pre-Columbian, pre-industrial), current relatively intact zones (Scholes and Biggs, 2005), current best available zones (for a conceptual framework for defining reference states, see McNellie et al., 2020) or based on natural conditions (the potential state if only climatic and biophysical factors were present, Grantham et al., 2020).

Typically, ecosystem integrity assessment is based either on in-situ data collection (Coppedge et al., 2006; Gross et al., 2009; Blumetto et al., 2019; for a review see Ruaro and Gubiani, 2013), semi-quantitative expert assessment (Scholes and Biggs, 2005; Mistri et al., 2008; Müller et al., 2020), geographic information systems (GIS, Perkl, 2017; Mora, 2017; Walston and Hartmann, 2018; Carter et al., 2019) and/or specialised remote sensing techniques (Revenga, 2005; Lausch et al., 2017; Lausch et al., 2018; Skidmore et al., n.d.). Often, multiple types of approaches are combined in an assessment (Gross et al., 2009; Wiens et al., 2009; Faber-Langendoen et al., 2016; Paruelo et al., 2016; Zelený et al., 2020) to produce a more robust result. In a number of cases, aggregated index of ecosystem integrity is produced to provide easily interpretable data about the state of a single ecosystem type (e.g., a rivers, forests, grasslands; Coppedge et al., 2006; Grantham et al., 2020), or whole ecosystem complexes, referred to as multiple-use landscapes. The latter approach has been conceptualised by several studies (Slocombe, 1992; Andreasen et al., 2001; Reza and Abdullah, 2011), which inspired a number of practical methodical applications (Perkl, 2017; Walston and Hartmann, 2018; Carter et al., 2019) including this study.

Indicators suitable for the assessment of multiple-use landscapes are especially practical as ecosystems typically co-exist and interact within regional units, e.g., catchments, containing both anthropogenic and natural parts. These units typically contain a continuum featuring a number of transitory ecological formations, and there is a certain potential optimal type of equilibrium between anthropogenic and autopoietic features (and forces), which can be referred to as landscape integrity (Perkl, 2017; Walston and Hartmann, 2018; Carter et al., 2019). Most current landscape integrity assessments measure the degree of human alteration of ecosystems, which presumes that human influence is, by nature, detrimental to their integrity. Besides serving solely for conservation purposes, ecosystem integrity theory and method has also been used to describe ecosystem state, condition or health, irrespective of their history of human alteration (Rapport et al., 1998; Costanza, 2012; McGarigal et al., 2018). Such interpretation is more suitable to managers, dealing with multiple-use landscapes, as the different ecosystem types within the landscape fabric are assessed according to their performance, rather than their departure from a reference pristine state. Such reference is impossible to define for many major land cover types (especially for those, which are substantially altered by management, e.g., agriculture) or would even represent an undesirable state as in the case of traditionally managed landscapes, which lose their ecological value if they are not managed and are left to renaturalise.

Besides in-situ biodiversity assessments, which fall outside of the scope of this study, ecosystem integrity is typically quantified using two types of indicators, representing ecosystem functions and human induced stressors. Functional indicators quantify integrity based on measured net primary production, evapotranspiration and complexity



(Müller et al., 2000; Ulanowicz, 2003; Müller, 2005; Jørgensen and Ulanowicz, 2009; Patten, 2015; Paruelo et al., 2016; Vargas et al., 2017; Nielsen and Fath, 2019) and anthropogenic stress indicators focus mainly on ecosystem fragmentation and distance to human settlements and infrastructure (Fraser et al., 2009; Etter et al., 2011; McGarigal et al., 2018; Perkl, 2017; Walston and Hartmann, 2018). Use of satellite images and spatial analyses using GIS is progressively gaining in prominence, also as a complement to the more traditional field surveys and ecosystem modelling (Faber-Langendoen et al., 2016; Paruelo et al., 2016; Fernández et al., 2020). Satellite images, such as Sentinel-2, SPOT, Landsat 8 and MODIS, are suitable for measuring land-use characteristics, vegetation condition and structure (Running et al., 2004; Fraser et al., 2009; Vargas et al., 2017; Hansen et al., 2019; Phiri et al., 2020; Grantham et al., 2020), and for estimating ecosystem fragmentation and degree of anthropogenic pressure (Fraser et al., 2009; Hansen et al., 2013; Decker et al., 2017) and are therefore highly relevant to assess ecosystem integrity.

### 1.3. Selection of focal variables

Initially, the aim of the study was to design variables, which would be suitable to evaluate the integrity of two case study areas: a) Protected Landscape Area (PLA) Třeboňsko (700 km<sup>2</sup>) and b) the federal state of Schleswig-Holstein (approx. 15,800 km<sup>2</sup>). These areas were picked because the authors of this research are well acquainted with them, and have personally conducted research in the area. In Třeboňsko, a qualitative socio-ecological survey was conducted with key stakeholders (foresters, farmers, tourism representatives etc.), and was intended as a complement to the here described quantitative approach. Although it was difficult for the respondents to evaluate ecosystem integrity, the in-depth knowledge helped us to validate the here presented indicators, approach and results.

When the study areas were defined, ecosystem integrity indicators and their respective proxy variables were selected, building primarily on the theoretical framework outlined by Schneider and Kay (1994) and Müller (2005), who provided theoretical basis for the thermodynamic approach towards ecosystem integrity. Further sources include Müller and Leupelt (1998), Müller et al. (2000), Maes et al. (2011), Kandziora et al. (2013) and Paruelo et al. (2016) and a summary of the basic ecosystem indicators including potential representative variables is included in Table 1.

The next step was selecting data sources, which could match the variables and characteristics described in the above-mentioned literature, but at the same time, be detailed enough to be used effectively within the selected case study areas. In case of Schleswig-Holstein, a wider

set of satellite-derived parameters could have been used (e.g., MODIS, as done in Zelený et al., 2020), but for Třeboňsko, being much smaller in size and containing remarkable, albeit spatially limited ecosystems and natural features, only finer data were eligible (10–100 m pixel resolution). Another criterion was accessibility of data and their temporal resolution, which would allow detailed mapping and tracking of ecosystem-level performance in time.

This study utilizes data and processed products obtained from the satellites Sentinel-2, operated by ESA (European Space Agency) and Landsat 8, operated by NASA (National Aeronautics and Space Agency). Sentinel-2 was instrumental to derive high quality and resolution multispectral data, suitable for the calculation of numerous vegetation indices, most notably NDVI. Landsat 8 carries a thermal sensor onboard, which delivers LST measurements in sufficient resolution (100 m resampled to 30 m), and served as complimentary instrument to Sentinel-2. The focal variables and their linkages to key ecosystem integrity features are described below, while their limitations and some deeper considerations behind the selected parameters are included in the Discussion (Section 4.1):

#### 1.3.1. Exergy capture

Vegetation indices like LAI (leaf area index), GPP and NPP (Gross and Net Primary Production) or NDVI are considered to be approximations of exergy capture, ecosystem productivity and functionality (Wiens et al., 2009; Fraser et al., 2009; Xu et al., 2018; Kandziora et al., 2013; Paruelo et al., 2016; Skidmore et al., n.d.). NDVI is a general measure of vegetation health and vigour. It quantifies the difference between the absorbed and reflected light in the red and near infra-red part of the spectrum and thus can also be understood as a measure of potential photosynthesis. NDVI as a measure of vegetation photosynthesis in any given point in time does not perform well when distinguishing different ecosystem types and their phenological variability (Carlson and Ripley, 1997; Sakowska et al., 2016). A more representative approach was applied by Paruelo et al. (2016), who used annual sums of NDVI to represent the contribution of distinct land-cover types towards the total annual exergy captured. In this study, similar approach was applied for NDVI, as well as for the two other parameters, because they are equally variable in time and thus better represented by their annual aggregates.

#### 1.3.2. Biotic water flows

Land surface temperature (LST) is highly relevant for environmental monitoring of evapotranspiration, climate change, hydrological cycles, vegetation monitoring and urban climate (Li et al., 2013; Roy et al., 2014; Ellison et al., 2017; Zhao et al., 2019). As a first attempt to measure

**Table 1**

A list of basic ecosystem integrity indicators, adopted from Müller (2005) and Kandziora et al. (2013). Ecosystem indicators used within this study approach are marked with an asterisk.

Ecosystem integrity indicators	Definition	Potential representative variables
*1. Exergy capture	The capacity of ecosystems to capture usable energy, or the energy fraction, which can be transformed into mechanical work and to build up biomass	Net primary production (tC/ha*year, kJ/ha*year), Leaf area index
*2. Biotic water flows	The amount of water transported by vascular plants and cycling within the system	Transpiration/total evapotranspiration
*3. Abiotic heterogeneity	The diversity of habitats provided by ecosystems, which is essential for their ecological functioning	Heterogeneity indices (e.g., variability of nutrient content on an area)
4. Biotic heterogeneity	The diversity of species, functional groups and biological forms present and supported by an ecosystem	Indicator species (n), Shanon-Wiener index, Simpson index
5. Entropy production	The amount of non-usable energy, exported by organisms and ecosystems into the environment	tC/ha*year from metabolic respiration
6. Metabolic efficiency	The efficiency of ecosystem metabolism, represented by the ratio between entropy exported and total ecosystem biomass	Respiration/biomass (metabolic quotient)
7. Storage capacity	The capacity of ecosystems to store energy, nutrients and water in biomass and their availability when needed	N, C in the soil or biomass (kg/ha/year)
8. Nutrient loss reduction	The degree of internal nutrient retention achieved by complex cycling within an ecosystem trophic network	Complexity, connectivity and efficiency of internal nutrient cycling

ecosystem integrity, Schneider and Kay (1994) have used an airborne thermal sensor to measure the potential of vegetation to dissipate incoming solar radiation by evapotranspiration. Indicators reflecting vegetation surface temperature are therefore referred to as “exergy dissipation” indicators, according to the ecosystem dissipation theory of ecosystem integrity (for a review of indicators, see Maes et al., 2011). To our knowledge, LST or measurement of the temperature gradient length has not been used within an ecosystem integrity framework, besides the initial Schneider and Kay (1994) study and by our accounts, still offers a lot of potential for exploration. We have used at-satellite brightness temperature, obtained from the sensor TIRS (Thermal InfraRed Sensor) on board of the satellite Landsat 8, to represent the “cooling” potential of vegetation when compared to bare soil, which we assumed to be strongly related to the amount of water transported by vegetation during evapotranspiration and therefore, analogous to the ecosystem integrity indicator “biotic water flows” (Müller, 2005).

### 1.3.3. Abiotic heterogeneity

Vegetation surface heterogeneity quantification was guided by the ecosystem integrity indicator “abiotic heterogeneity,” or the distance from a uniform pattern, typical for anthropogenic surfaces like arable lands and urban areas. We assumed that spatial uniformity is a sign of lower degree of self-organization, habitat complexity and therefore, also integrity (Müller, 1998; Müller, 2005; Parrott, 2010). Long-term self-induced disturbance patterns and variable abiotic conditions tend to form structural traits, which are strongly divergent from human land-use. Anthropogenic systems are on the other hand being modified in a way to enable efficient access to mechanization, which favours geometric and linear patterns. Structural and geometric simplification reduces the dimension of possible habitats for species with variable niche preference, promoting some species over other (e.g., maize) and degrading ecosystem integrity (Müller, 2005; Parrott, 2010).

Ecosystem shape and fragmentation is usually assessed using landscape metrics and a dedicated GIS model FRAGSTATS (e.g., Etter et al., 2011; for a review see Uuemaa et al., 2009). This study proposes a different approach to assessing abiotic heterogeneity, utilizing the high resolution of Sentinel-2 data, which is based on image analysis instead of ecosystem fragmentation (described in detail in Methods Section 2.2.3). Measuring fragmentation using the above-mentioned landscape metrics was not feasible for this study, as the process requires more or less arbitrary ecosystem classification in order to be able to judge the shape and size of individual patches, which is difficult in multiple-use landscapes containing many transitional ecological formations (and makes little sense for anthropogenic land cover types e.g., arable lands). To our knowledge, image analyses of data derived from remote sensing techniques to estimate vegetation, ecosystem or landscape properties, or their ecosystem integrity, was not yet applied and the approach was developed fully based on the above-mentioned theoretical presumptions.

### 1.4. Aim of the study

With the upcoming era of easily accessible open data sources and processing software, almost anyone with a computer can perform complex analyses if they know what type of data to use and how to interpret the results. In this paper, a robust analysis procedure is proposed, which can be replicated in nearly any geographical context and scale by anyone interested using open-access satellite data and GIS software. First, three indicators derived from satellite sensors (Sentinel-2 and Landsat 8), are proposed, representing three distinct terrestrial ecosystem properties: exergy capture, biotic water flows and abiotic heterogeneity. Next, the three parameters are aggregated over one vegetation period to represent their temporal variability and fully account for the ecological contribution to the overall integrity of the subject ecosystems. Based on annual values, each parameter is then rescaled (0–1) based on regional maximum and minimum for each dataset in order to remove

the effect of scale and make them mutually comparable (Paruelo et al., 2016; Perkl, 2017). Finally, an aggregated Regional Ecological Integrity Index (RIEI) is calculated and expressed in relative units (0–100%), quantifying the overall ecosystem integrity of the subject landscape. The approach is tested in two study areas, the Protected landscape area Třeboňsko and the Federal state Schleswig-Holstein.

To test the validity of the proposed approach, including its variables and aggregation methods, three research questions were explored within this article:

- I. Are the three selected variables suitable and sensitive enough to quantify the regional ecosystem integrity gradient?
- II. Are there differences in terms of ecosystem integrity between the two case study regions?
- III. Can we find differences in the selected regions with respect to the integrity of their land-use types?

## 2. Materials and methods

### 2.1. Case-study areas

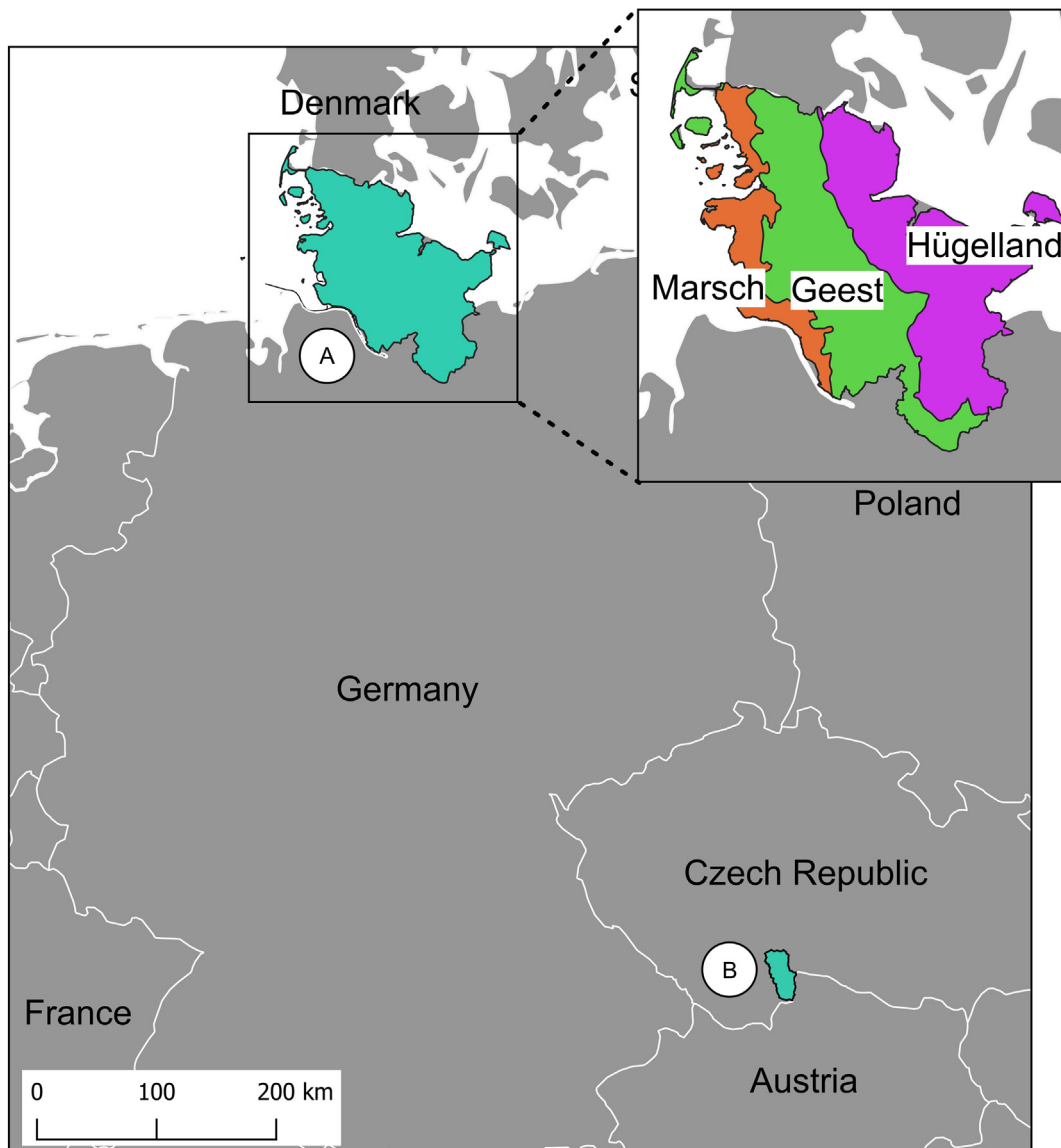
We have selected two case study regions to represent dissimilar areas of different sizes and under different types of management, with the aim to validate the proposed method in two distinct landscape contexts, local and regional: a considerably small area of Třeboňsko, representing a forested and relatively “nature-near” reference, and a much larger federal state of Schleswig-Holstein, which is nearly completely used for agriculture (Fig. 1).

Třeboňsko, located in southern Bohemia (49°0′0,62″ N, 14°50′7,79″ E, approx. 700 km<sup>2</sup>) was selected as a reference site comprising of ecologically valuable areas as well as anthropogenic land-use types. Třeboňsko is a lowland (difference in elevation is 121 m) formerly occupied by swamps and mires, which was colonized and transformed during the middle-ages into a landscape dominated by lakes and forests. The area has a high natural value, although technically speaking, it is a man-made landscape. Timber and fish production play a major role in the region, although significant space is also occupied by croplands and grasslands. Třeboňsko and has been given the status of Protected Landscape Area in 1979. In 1977 it was recognized as a biospherical reserve under UNESCO.

The second study area was selected as a representative of an intensively managed landscape, but also of a much larger scale (54°28′12″ N, 9°30′50″ E, approx. 15,800 km<sup>2</sup>, difference in elevation is 168 m). Schleswig-Holstein is a federal state in Northern Germany, and is a predominantly agricultural landscape. Dominant land uses, covering most of the region, are non-irrigated arable lands and pastures; forests play a minor role (approx. 10% of the total area). The study area can be divided into three sub-regions, representing three strongly diverging landscape types: *Hügelland*, *Geest* and *Marsch* (Stewig, 1982; Bähr and Kortum, 1987) (Fig. 2). Geest is an area characterized by rather poor, sandy soils and flat relief due to high erosion (Schott, 1956; Bähr and Kortum, 1987). The Marsch area is a lowland, stretching along the North Sea coast of Schleswig-Holstein (LJUR, 2018), and is characterized by fertile, well-drained soils (Hoffmann, 2004). To the east lies Hügelland, the highlands of Schleswig-Holstein. It is a hilly landscape with fertile soils and numerous lakes, which are the remnants from the Weichselian glaciation (Schott, 1956; Stewig, 1982; Bähr and Kortum, 1987). The regional differentiation perspective was adopted within this study in order to represent the three most significantly diverging parts of Schleswig-Holstein and allow more detailed interpretation of the results with respect to distinct geomorphological and natural conditions.

### 2.2. Data sources and processing

Remote sensing data were obtained from two sources: Sentinel-2 operated by European Space Agency (ESA) and Landsat 8 operated by



**Fig. 1.** The location of the two selected European case study areas, (A) the federal state Schleswig-Holstein in northern Germany and (B) the protected landscape area Třeboňsko in the south of the Czech Republic including the three geomorphological regions of Schleswig-Holstein: Marsch, Geest and Hügelland.

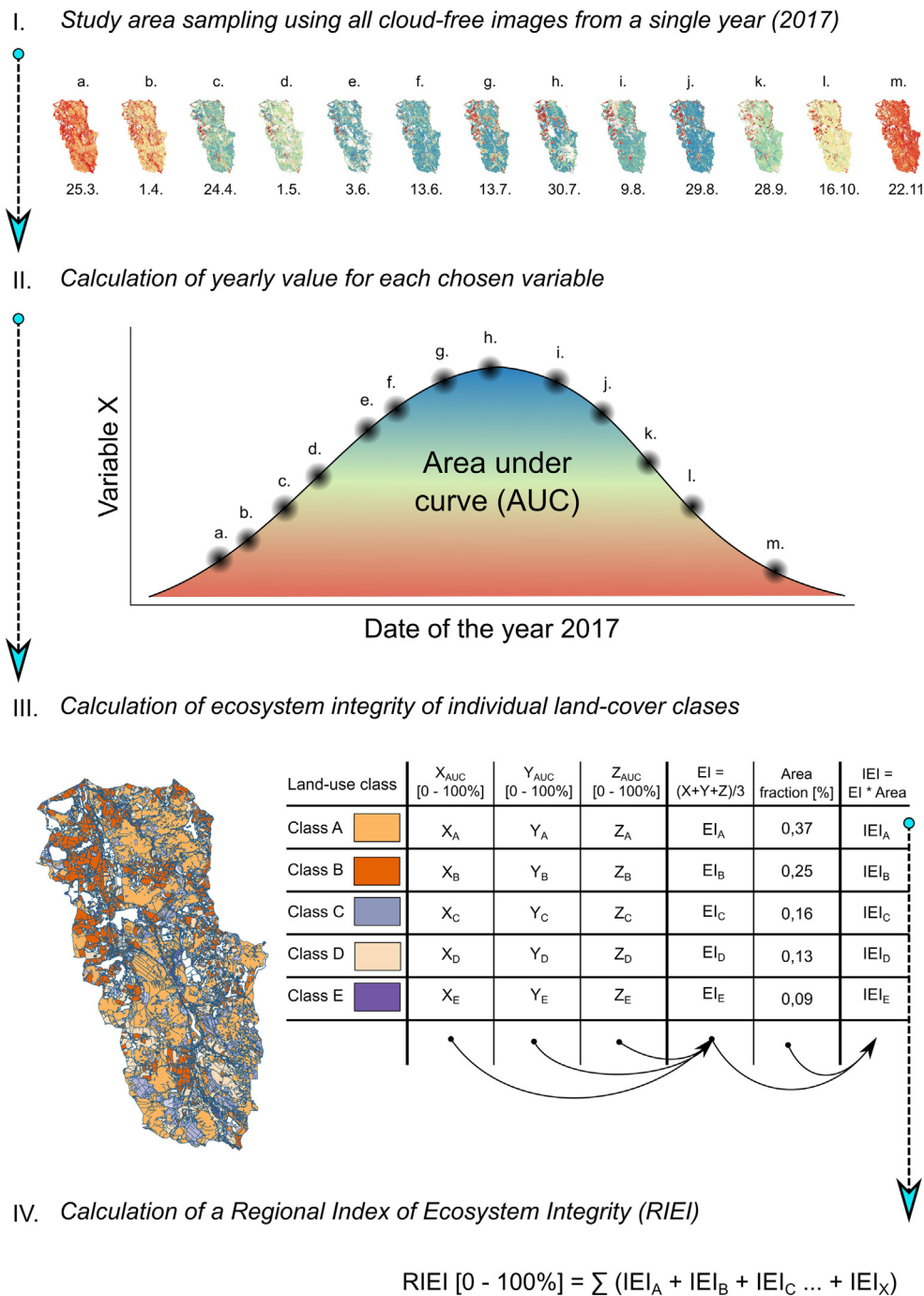
United States Geological Survey (USGS). Atmospherically corrected (Level 2A) Sentinel-2 data covering the area of Třeboňsko and the year 2017 were obtained from Sci-Hub. In case of Schleswig-Holstein, data from the year 2016 was used instead in order to match available data from Landsat 8, as data from 2017 were mostly not usable due to high cloud cover. In this instance, images without atmospheric correction were used because corrected images were not yet available for that year (and we were facing technical difficulties utilizing the Sen2cor processor). Landsat 8 data was obtained from <https://earthexplorer.usgs.gov/> already atmospherically corrected (Level 2). For a list of the exact sensing dates used, please refer to Table A.1 in Supplementary materials.

Both satellites carry multi-spectral sensors with comparable information on vegetation performance, and their complementarity is well demonstrated (Roy et al., 2014; Castaldi et al., 2016; van der Werff and van der Meer, 2016; Chrysafis et al., 2017). For this study, NDVI was obtained from Sentinel-2, and although analogous NDVI measurements could have been obtained from Landsat 8, Sentinel-2 data was preferred due to their superior quality, spatial resolution and temporal representation.

Sentinel-2 MSI (Multi-Spectral Instrument, S-2) senses reflected light in the range of visible, infrared and shortwave infrared spectra, available in 12 spectral bands in 10–20–60 m resolution. Currently there are two satellites operational (S2A and S2B), which allows short revisit time (5 days), suitable for continuous observation of the surface throughout the year. Sentinel-2 measures reflectance in spectral ranges, which are particularly suitable for developing algorithms estimating the vegetation photosynthetic potential, the so-called “Vegetation indices” (Delegido et al., 2011; Krofcheck et al., 2016; Vincini et al., 2016).

Landsat 8 OLI/TIRS (Operational Land Imager/Thermal Infrared Sensor) has a similar spectral profile to Sentinel-2, although the frequency of delivered images (16 days) as well as the resolution (30 m for multi-spectral and 100 m for thermal) is much lower. Landsat 8 is equipped with a thermal sensor (TIRS – Thermal Infra-Red Sensor) which is an advantage over the Sentinel-2, therefore in the described study approach, both instruments have been combined to deliver complementary information.

The aim of data collection was to acquire sufficient number of images to represent the phenological curve of the respective year. Images with low cloud incidence were included in the analysis (cloud cover



**Fig. 2.** A schematic flowchart of the proposed ecosystem integrity quantification approach. Step I includes the retrieval of available cloud-free images for the three relevant variables (NDVI, TD, HG) and their processing (clipping to study area, removal of clouds and water surfaces). Step II depicts the calculation of annual performance (zonal statistics) of respective variables for individual land-use classes, represented as Areas Under Curve (AUC). In step III, the AUCs of the three variables in distinct land-use classes are individually normalized and entered in a table. Subsequently, two indices are calculated for each land-use class, depicting their performance – Ecosystem Integrity (EI [0–100%]) of the land-use class and an Index of Ecosystem Integrity (IEI [0–100%]) which is the Ecosystem Integrity parameter, weighted by area fraction of the respective land-use class. Finally, a comprehensive Regional Index of Ecosystem Integrity (RIEI [0–100%]) is calculated, representing the overall performance of the whole region.

threshold approx. 20%), which proved very challenging in Schleswig-Holstein due to high cloud cover, but also because of its size, making it more likely that any certain part will be covered by clouds. Following the initial data preparation (download, mosaicking), any incidental clouds and all water surfaces were clipped using the Quality Indicators, included in the Sentinel-2 image archive, and the Quality Assessment Bands, which is part of Landsat 8 image archives. Finally, all Landsat 8 images were resampled to 10 × 10 m resolution to unify the data and allow spatial analysis with Sentinel-2 images, and to prevent

losing the level of detail offered by Sentinel-2. Processed images were further used to calculate three ecosystem integrity parameters: NDVI, Temperature Difference and vegetation surface Heterogeneity. Data processing was performed using open-source software QGIS (<https://www.qgis.org>) and SNAP (ESA SNAP, <https://step.esa.int>).

2.2.1. Normalized difference vegetation index (NDVI)

NDVI was selected as a representative of ecosystem integrity indicator exergy capture (see Table 1). NDVI represents the amount of light,

which is absorbed by vegetation during photosynthesis, and is calculated according to Eq. (1):

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \text{ or } \frac{Band\ 8 - Band\ 4}{Band\ 8 + Band\ 4} \text{ [dimensionless]} \quad (1)$$

where NDVI is the normalized difference between reflectance in near infra-red part (NIR) and red spectral band part (RED) of the light spectrum (Rouse et al., 1973). For Sentinel-2, this equals to the difference between Band 8 (NIR) and Band 4 (RED).

### 2.2.2. Temperature difference

The variable selected as a representative of ecosystem integrity indicator biotic water flows was at-satellite brightness temperature. An approximation of the surface temperature was retrieved from Landsat 8 TIRS (Landsat 8 Band 10) and recalculated to °C as at-satellite brightness temperature (BT) based on Eq. (2):

$$BT = \frac{K_2}{\ln \frac{K_1}{L\lambda + 1}} - 272.15 \text{ [}^\circ\text{C]} \quad (2)$$

where BT is at-satellite brightness temperature [°C],  $L\lambda$  represents the parameter top of atmosphere (TOA) spectral radiance [ $W / (m^2 * srad * \mu m)$ ] and  $K_1$  and  $K_2$  are both band-specific thermal conversion constants obtained from the meta-data of the image (Jeevalakshmi et al., 2017).

The variable BT was further processed to represent the length of the temperature gradient (°C) or the ecosystem “cooling” potential (Zhao et al., 2019). To obtain this potential, temperature rasters were transformed to quantify the range in °C between the bottom and top 2% margin (to remove outliers) and inverted to represent the vegetation “cooling” or the capacity to reduce surface temperature by evapotranspiration. The variable is further referred to as TD [°C] (temperature difference) and is calculated using Eq. (3):

$$TD = (-BT) + \max BT \text{ [}^\circ\text{C]} \quad (3)$$

### 2.2.3. Vegetation surface Heterogeneity

The variable vegetation surface Heterogeneity (HG) was calculated from Sentinel-2 Band 4 and Band 8 using a Diagonal Compass Edge Detector filter (DCED). This image analysis tool is an integral part of the software SNAP and it can be used to quantify image edge density. We have followed Bakker and Schmidt (2002), who proposed the use of multidirectional (diagonal) edge detection as a means to account for the heterogeneity of an image and also, suggested it to be used for landscape texture detection. The reasoning behind the calculation is as follows: Band 4 (red part of the spectrum) contains reflectance mostly from non-vegetated surfaces because healthy vegetation absorbs most of the incoming light in this particular wavelength. Band 8 (NIR, near-infra red) on the other hand, contains reflectance from both vegetated and non-vegetated surfaces, because this wavelength is not absorbed in photosynthesis. With that in mind, one can easily produce a raster, where non-vegetated areas are “filtered out” and only vegetated areas remain, which is particularly useful for land cover classifications, creating vegetation masks etc. A simple calculation can be used to pronounce the signal obtained from vegetated surfaces, while suppressing the influence of non-vegetated.

$$HG = \left( \sqrt{|DCED(NIR)|} \right) - \left( \sqrt{|DCED(RED)|} \right) \text{ [dimensionless]} \quad (4)$$

Eq. (4) describes the calculation of the variable HG (heterogeneity), where the DCED (NIR) and (RED) means the product of the DCED filter from NIR (reflectance in near infrared, Band 8) and RED (reflectance in red, Band 4). The subtraction of Band 4 from Band 8 served to suppress the influence of all non-vegetated areas, amplifying the vegetation canopy signal in the final raster. Because the product of the DCED filter

algorithm includes information on orientation, which is represented as “+” and “-”, and since indicator is meant to represent intensity only, not orientation, both resulting rasters have been converted into absolute values before processing. A square root transformation was applied to both respective rasters to obtain near-normal distribution (Eq. (4)), to produce a near-linear gradient and enable comparison with the other two variables, NDVI and TD.

### 2.3. Data sampling and aggregation in time

The above-mentioned variables were calculated for all of the available images in a given year and sampled using a land-cover polygon data layer and zonal statistics function (an integral part of the software QGIS). Variables were sampled using two land-use classification maps: The Consolidated Layer of Ecosystems (CLE, Frélichová et al., 2014) in Třeboňsko and CORINE 2012 (CORINE land cover, 1990) in Schleswig-Holstein. Both data layers contain comparable land cover classes, although CLE offers a finer classification of land-uses. Using zonal statistics, median values were calculated for each land-use class polygon for each measurement in the year 2016 and 2017 (for a summary sensing dates, see Supplementary materials, Table A.1).

We have assessed the annual ecosystem integrity of selected land-use classes to allow comparison of different management regimes throughout the vegetation period. Temporal representation was used to demonstrate the indicator set behaviour in selected land-cover types. The measured values are represented as points in time (Fig. 5) and interpolated using a fifth-order polynomial function in Excel to help identify a seasonal trend according to Eq. (5):

$$y = ax^5 + bx^4 + cx^3 + dx^2 + ex \quad (5)$$

The  $R^2$  values of the polynomial regression, quantifying the accuracy of the fitted curve, is included in Supplementary materials, Table A.5.

Next, annual aggregated values were calculated from the individual measurements, using the area under curve (AUC), created by the sequence of measured data and corresponding to the vegetation phenological curve. Since the measurements were unequally distributed in time, AUC was calculated for each measured variable to negate the effect of unequal time steps between the measurements and to represent their performances in time for each land-use class.  $AUC_t$  quantifies the volume of space under a curve of a given variable in a selected time period as the volume of a hypothetical square between two points in time. It is represented by Eq. (6),

$$AUC_t = \left( \frac{y_{t+1} - y_t}{2} \right) * (x_{t+1} - x_t) \quad (6)$$

where the  $y$  represents the measured value in time  $t$  and  $x$  represents the number of days within a given year.

The total AUC for the selected year was obtained by summing up the individual AUCs, in order to represent the relative contribution of the respective land-use class for each day of the year, according to Eq. (7),

$$AUC = \sum_{t=0}^n AUC_t + AUC_{t+1} + \dots + AUC_{t+n}, \quad (7)$$

where AUC equals the sum of squares between each pair of successive measurements within the respective year of observation. The total number of images for both case-study areas and sensing instruments used in the study is included in Supplementary materials, Table A.1.

Then, annual aggregated ecosystem integrity values were normalized (range 0–1, after removing the bottom 2% and upper 98% from the dataset to reduce outliers) using the highest and lowest reference land-use class in a given case study area and expressed as percentage [0–100%]. The value of 100% therefore, represents the best performing land-use class in the respective study area in a comparable manner for any given ecosystem integrity parameter. Both case study areas were

analysed separately and normalized according to their own reference highest and lowest land-use integrity classes. In case of Schleswig-Holstein, the values for each of the three sub-regions were calculated with reference to the whole area of the federal state.

### 2.4. Quantification of a regional integrity index

As the final step, the three normalized variables were averaged to obtain a mean ecosystem integrity value (EI [%]), which served to evaluate the integrity of individual land-uses. Mean land-cover integrity value, multiplied by the fraction of area covered by that land-cover [0–100%], provided a simple quantification of the proportional contribution of each land-use class to the overall integrity of the region. A total Regional Index of Ecosystem Integrity (RIEI [%]) was obtained by summing up the individual area-weighted indices for each land-use class. Thus hypothetically, if the whole area was covered by the highest performing class (in our case, broadleaved forest), the total RIEI would be 100% (for the limitations of this approach, see the discussion part, Section 4.2). The above-described process of data sampling and aggregation into composite indexes is visually represented in Fig. 2 as process diagram.

## 3. Results

The results are divided into two main parts where in Section 3.1, the focal indicators are compared and combined to produce mean ecosystem

integrity rasters (Section 3.1.1) and their temporal development during the vegetation period is reconstructed to assess their performance in time (2017, Section 3.1.2). Section 3.2 presents the results of the aggregation technique, where the focal parameters are sampled on level of land-use polygons, and subsequently added up to represent the whole study in a single index – Regional Index of Ecosystem Integrity (RIEI).

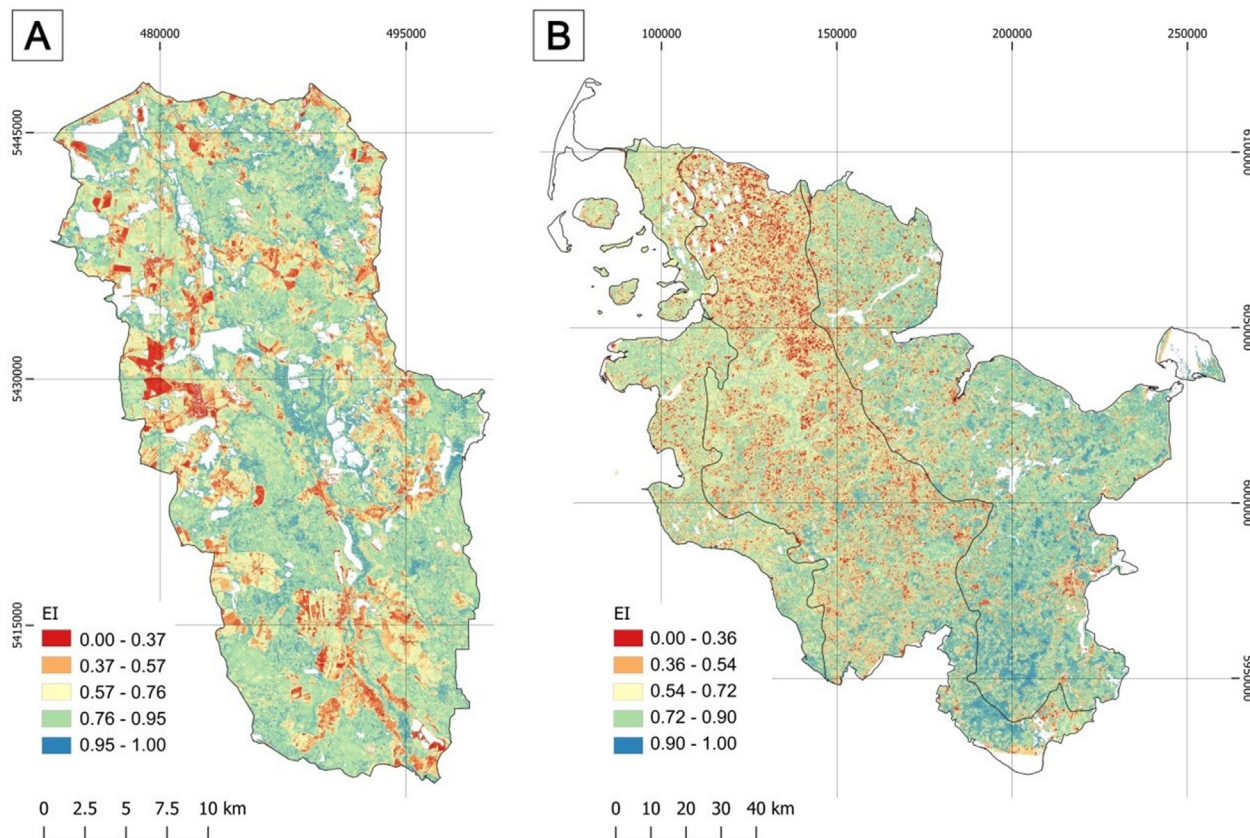
### 3.1. Comparison of the assessed variables

#### 3.1.1. Spatial representation of the variables

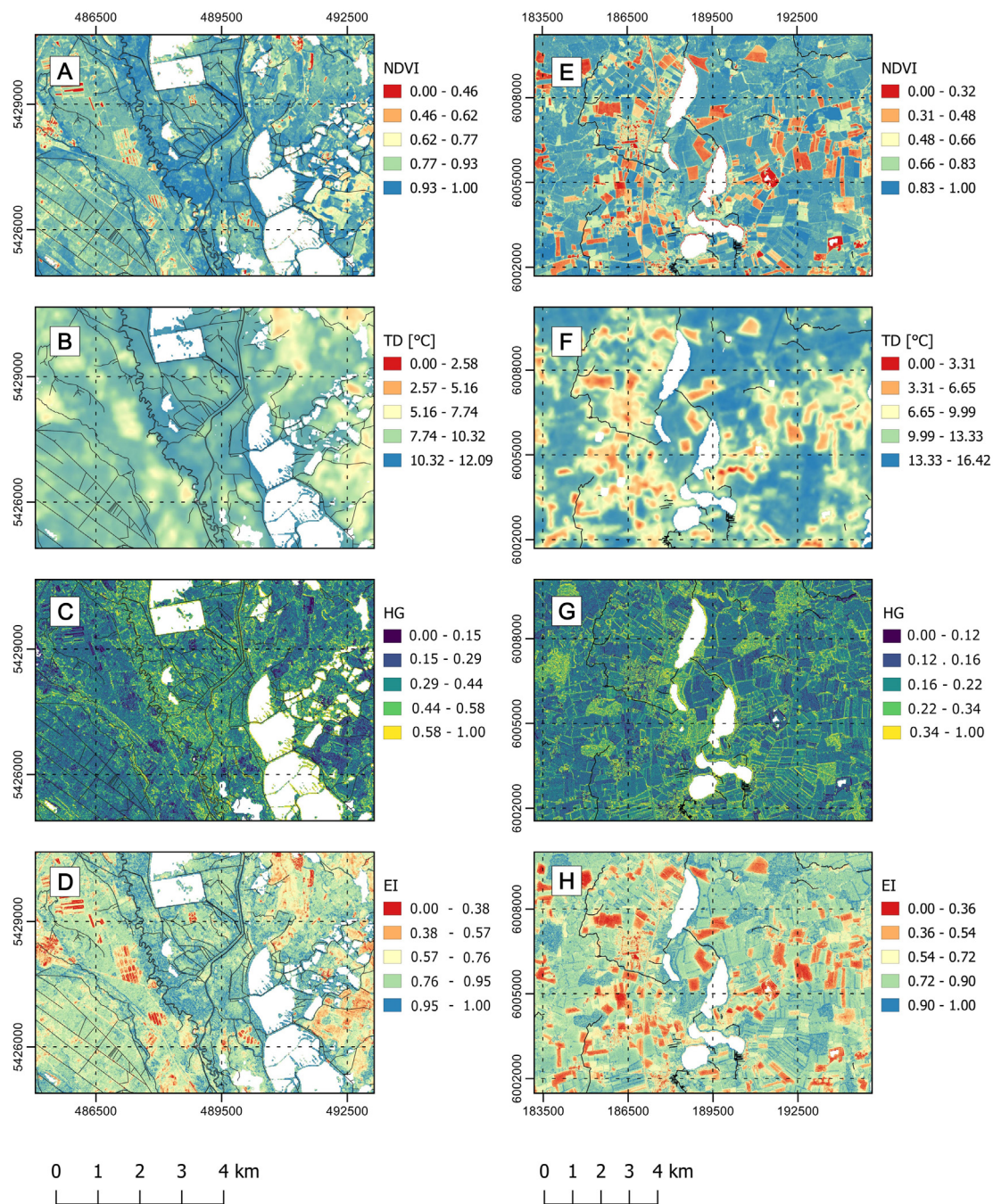
In line with the initial expectation, areas with dense forest cover, wetlands and riparian vegetation have received high values in all three variables, while croplands, sparsely vegetated, harvested or disturbed areas and even some grasslands received low values. When combined, the variables highlighted some areas of high natural and/or management value for Třeboňsko (AOPK, 2020; see Supplementary materials Fig. A.2), but in some cases, protected areas received mediocre or even low values (discussed in Section 4.2.1). In Schleswig-Holstein, high ecosystem integrity values were mostly attributed to forests in the south-eastern part, while low values overlap with maize fields in the Geest (Fig. 3 (B)).

#### 3.1.2. Time series analyses

Fig. 5 shows a graphical comparison of six selected ecosystem types to demonstrate behaviour of the considered variables during a single vegetation period (year 2017). In arable lands, NDVI and TD curve is



**Fig. 3.** An aggregated Ecosystem Integrity raster (EI [0–1; dimensionless]) obtained from the three normalized indicators by their averaging (NDVI, TD, HG). The images used were sensed on 13.6.2017 (Sentinel-2) and 20.6.2017 (Landsat 8) in Třeboňsko and on 4.6.2016 in Schleswig-Holstein, to show an example of their performance in peak vegetation activity. White spots mark water bodies (no data) and black lines delineate the borders of the study areas: (a) Třeboňsko and (b) Schleswig-Holstein including the three sub-regions: Marsch, Geest and Hügelland (see Fig. 1). Due to high cloud cover, it was not possible to produce rasters of combined annual ecosystem integrity, as they would have too many blank spots. Fig. 4 therefore captures instant snapshots of ecosystem integrity and not seasonal performance. EPSG:32633 - WGS 84/UTM zone 33N Fig. 4 demonstrates the variables on two examples from both study areas: a natural protected wetland “Novořecké močály”, in Třeboňsko and the lake region around the city of Bornhöved in Schleswig-Holstein (Fig. 4). In Třeboňsko, areas of distinctly higher ecosystem integrity are distributed along water courses (black lines), corresponding with the extent of the natural protected area. Forest management is visible on geometric clear-cuts, which have near zero ecosystem integrity (Fig. 4 (d)). In Bornhöved, areas with high ecosystem integrity are located around water bodies, where littoral vegetation and a beech forest is growing. Besides water bodies, patches of high integrity overlap with forests and narrow hedges between fields known as “Knicks” (Fig. 4 (h)).



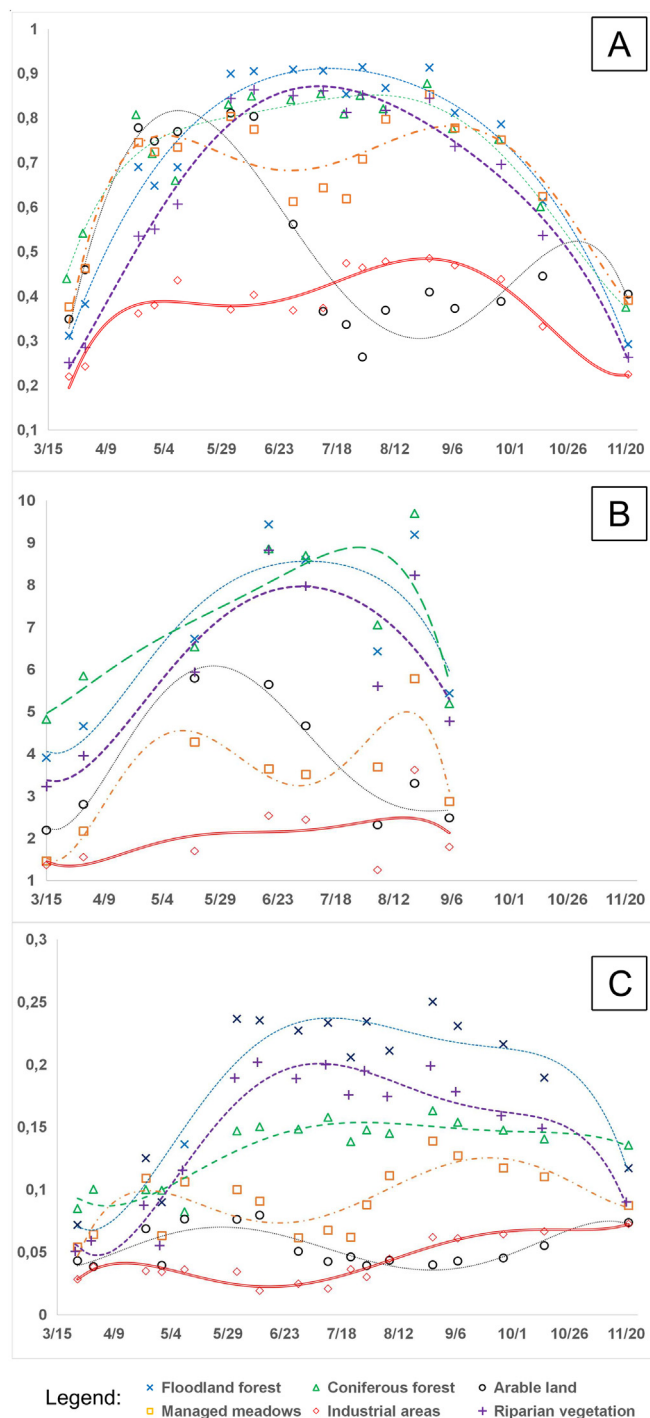
**Fig. 4.** A detail of two selected sites within the case study areas, the wetlands “Novořecké močály” in Třeboňsko on the left (a, b, c) and area around the city Bornhöved in Schleswig-Holstein on the right (e, f, g), showing the three parameters separately and after normalization and averaging (d, h). Water courses are highlighted by a black line, while water bodies as white spots (no data). The images used were sensed on 13.6.2017 (S-2) and 20.6.2017 (L8) in Třeboňsko and on 4.6.2016 in Schleswig-Holstein. NDVI – normalized difference vegetation index, TD – temperature difference, HG – vegetation surface heterogeneity and EI – ecosystem integrity. EPSG:32633 - WGS 84/UTM zone 33N.

strongly fluctuating in reaction to the growth and harvest of crops (Fig. 5 (a), (b)), when compared to other ecosystem types besides industrial areas. The overall low score of the class arable lands (also reflected in Fig. 6 (d)) is due to the fact, that land is being kept non-vegetated for a considerable part of the vegetation period. When compared to a high-integrity land-cover class such as floodland forests, the overall NDVI and TD of arable lands is less than a half. Managed meadows are kept vegetated throughout the year; their performance in terms of TD is nevertheless also low. In terms of HG, managed coniferous forest ranked considerably lower

than floodland forest, which helped to distinguish the two classes from each other (Fig. 5 (c)).

### 3.2. Overall performance of the study regions

The aggregated annual ecosystem integrity performance of different land-uses is represented as tables in Fig. 6. Each of the three indicators were collected from available cloud-free images from the respective years (2016 and 2017), sampled using a land-use polygon layer, normalized in order to be comparable with the rest and expressed as



**Fig. 5.** A comparison between the three selected indicators and their median values for the selected vegetation period (2017) in Třeboňsko. The x-axis is representing individual dates of the year 2017 (month/day). Median values for selected classes have been interpolated using a polynomial function ( $x^2$ ) to highlight a trend. The  $R^2$  values, representing the accuracy of the fitted against predicted measurements, are included in Supplementary materials, Table A.5. The curve (a) is representing temporal development of NDVI, (b) shows the indicator temperature difference (TD) and (c) represents heterogeneity (HG). Results from Schleswig-Holstein were not included due to missing data, caused by high incidence of cloud cover.

percentage. Next, a mean Ecosystem Integrity (EI) value was calculated from the three focal indicators and multiplied by the proportion of area, covered by the respective land-use class, to obtain its Index of Ecosystem Integrity (IEI). A final index, representing the whole region,

is produced by adding the individuals IEIs of every land use class. The Regional Index of Ecological Integrity (RIEI [0–100%]) represents the overall ecosystem state of a given region.

Generally, the best performing classes were forests and wetlands, followed by pastures and other mostly vegetated areas. Urban and non-vegetated areas (e.g., mineral extraction sites, sparsely vegetated areas) had the lowest performance in all three selected parameters. The most abundant classes in Třeboňsko are coniferous forests, meadows and arable lands. Coniferous forests, covering the majority of the study area (37%), received similar values as the more natural land-use types like beech forests, especially in NDVI and TD. The parameter HG consistently ranked coniferous vegetation lower than broadleaved, which can be observed for instance in the classes Spruce forest and Dry pine forest in Třeboňsko and Coniferous forest in Schleswig-Holstein (see Fig. 6 (a)). The general order of land-use classes with respect to the selected variables is analogous to the results from Třeboňsko: forested and mostly vegetated areas are ranking highest, followed by agricultural and urban areas, which are generally non-vegetated or vegetated for a limited part of the year.

An aggregate regional index was produced by summing ecosystem integrity indexes of each land-use type and weighted by their respective fraction of area covered. The lowest overall RIEI of the three sub-regions of Schleswig-Holstein was calculated in the Marsch area (57%), followed by Geest (62%) and Hügelland (64%). Třeboňsko had received and overall highest RIEI (67%), thus having the best ecological state of the four evaluated areas. Arable lands and meadows have in general received higher values in Schleswig-Holstein compared to Třeboňsko, while at the same time, Třeboňsko comprises a much larger proportion of managed coniferous forests with a relatively high ecosystem integrity compared to Schleswig-Holstein, thus the RIEI scores are fairly similar in both case study areas (distance between the lowest and highest performing study region is 10%).

#### 4. Discussion

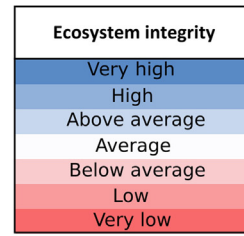
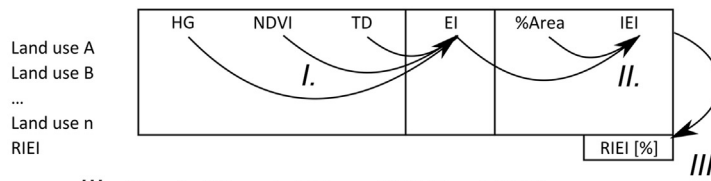
In this study, annual aggregates of three variables (NDVI, TD and HG), derived from remote sensing and image analysis, have been tested for their capacity to evaluate, differentiate and order different land-uses in two study areas. The parameters were successful in producing a comparable order of analogous land use classes in both study areas. We conclude, that the results support the use of the three tested parameters as complementary representations of a single ecosystem integrity gradient.

Concerning the integrity of different land use types, lowest values were attributed to urban areas, followed by croplands (Walston and Hartmann, 2018; Perkl, 2017). Agriculture lands received low values of annual exergy capture (NDVI), which was also reported by Paruelo et al. (2016). This contrasts Ma et al. (2019) and Müller et al. (2020), where the exergy capture of arable lands was estimated to be very high, similar to forests. On the other hand, Müller et al., 2020 attributed very high ecosystem integrity values to forests, including abiotic heterogeneity and biotic water flows, which is in agreement with Paruelo et al. (2016), Perkl (2017), Walston and Hartmann (2018) and the findings of this study.

The overall lowest RIEI score was obtained in Marsch sub-region, despite having the most fertile soil (LLUR, 2018). Since the area is mostly agricultural, leaving minimal space to forests, the time during which the whole area is vegetated is limited by early harvests (mostly wheat cultivation). This is significantly reducing the potential integrity of this part of Schleswig-Holstein, when aggregated for the whole vegetation period (Paruelo et al., 2016). The Geest area, being the least favourable sub-region for agriculture due to low soil quality (sandy), had a mediocre RIEI because of the dominance of pastures (Fig. 6 (A)). Pastures have ranked much higher in Schleswig-Holstein compared to croplands and had shown much lower variability among the three sub-regions. Although the case study area selection assumed Třeboňsko to be of a superior quality in terms of integrity, the results show a relatively



$$I. \frac{HG + NDVI + TD}{3} = EI [0 - 100\%] \quad II. EI * Area\ fraction = IEI [0 - 100\%]$$



$$III. IEI_A + IEI_B + \dots + IEI_N = RIEI [0 - 100\%]$$

**A. Schleswig-Holstein Geest**

	HG	NDVI	TD	EI	% AREA	IEI
Mixed forest	96%	97%	82%	92%	1,3%	1,2%
Broad-leaved forest	91%	98%	82%	90%	3,5%	3,2%
Coniferous forest	75%	90%	84%	83%	6,5%	5,4%
Green urban area	90%	94%	60%	81%	0,1%	0,1%
Sport and leisure facilities	89%	98%	57%	81%	0,6%	0,5%
Transitional woodland/shrub	74%	91%	63%	76%	0,3%	0,2%
Agriculture with natural vegetation	68%	92%	54%	71%	0,6%	0,4%
Pasture, meadows and grasslands	58%	99%	49%	69%	37,9%	26,1%
Complex cultivation patterns	60%	91%	42%	64%	0,1%	0,0%
Natural grassland	53%	84%	56%	64%	0,7%	0,4%
Construction sites	44%	87%	57%	63%	0,0%	0,0%
Inland marshes	55%	NA	65%	60%	0,1%	0,0%
Fruit tree and berry plantations	49%	93%	35%	59%	0,0%	0,0%
Discontinuous urban fabric	69%	67%	25%	54%	7,7%	4,2%
Peatbogs	31%	72%	55%	52%	0,8%	0,4%
Coastal salt marshes	53%	NA	50%	52%	0,2%	0,1%
Airports	49%	85%	19%	51%	0,3%	0,2%
Non-irrigated arable land	33%	84%	34%	50%	36,7%	18,4%
Dump sites	32%	71%	29%	44%	0,0%	0,0%
Moors and heathland	45%	NA	30%	38%	0,7%	0,2%
Agricultural farms	37%	53%	15%	35%	1,3%	0,4%
Sparsely vegetated area	0%	47%	53%	33%	0,0%	0,0%
Road and rail networks	36%	36%	20%	31%	0,0%	0,0%
Intertidal flats	5%	NA	56%	30%	0,1%	0,0%
Mineral extraction sites	10%	33%	40%	28%	0,3%	0,1%
Beaches, dunes and sand plains	0%	NA	34%	17%	0,2%	0,0%
Continuous urban fabric	23%	18%	0%	14%	0,0%	0,0%
Port area	13%	17%	8%	13%	0,0%	0,0%
RIEI [%]						62%

**B. Schleswig-Holstein Hügelland**

	HG	NDVI	TD	EI	% AREA	IEI
Broad-leaved forest	100%	99%	97%	98%	9,0%	8,8%
Mixed forest	99%	96%	96%	97%	0,8%	0,8%
Coniferous forest	80%	91%	100%	90%	1,5%	1,4%
Green urban area	94%	93%	68%	85%	0,8%	0,2%
Transitional woodland/shrub	80%	92%	77%	83%	0,3%	0,2%
Agriculture with natural vegetation	70%	92%	70%	77%	0,4%	0,3%
Pasture, meadows and grasslands	65%	97%	67%	76%	16,4%	12,5%
Inland marshes	63%	79%	82%	75%	0,2%	0,1%
Sport and leisure facilities	72%	89%	63%	75%	0,2%	0,6%
Natural grassland	63%	87%	71%	73%	0,5%	0,4%
Complex cultivation patterns	56%	87%	73%	72%	0,0%	0,0%
Fruit tree and berry plantations	44%	93%	70%	69%	0,0%	0,0%
Peatbogs	45%	74%	72%	64%	0,2%	0,1%
Road and rail networks	71%	69%	47%	62%	0,1%	0,0%
Discontinuous urban fabric	67%	66%	39%	58%	6,5%	3,7%
Non-irrigated arable land	21%	74%	72%	56%	61,9%	34,6%
Moors and heathland	46%	81%	40%	56%	0,0%	0,0%
Airports	46%	84%	32%	54%	0,0%	0,0%
Dump sites	31%	70%	45%	49%	0,0%	0,0%
Mineral extraction sites	14%	45%	43%	34%	0,2%	0,1%
Agricultural farms	33%	43%	23%	33%	0,8%	0,3%
Continuous urban fabric	16%	13%	10%	13%	0,1%	0,0%
Port area	0%	0%	6%	2%	0,1%	0,0%
RIEI [%]						64%

**C. Schleswig-Holstein Marsch**

	HG	NDVI	TD	EI	% AREA	IEI
Broad-leaved forest	78%	93%	79%	83%	0,5%	0,4%
Peatbogs	74%	89%	73%	79%	0,1%	0,1%
Mixed forest	68%	91%	68%	76%	0,0%	0,0%
Green urban area	82%	89%	53%	75%	0,0%	0,0%
Sport and leisure facilities	72%	96%	56%	75%	0,1%	0,1%
Transitional woodland/shrub	57%	82%	67%	69%	0,1%	0,1%
Pasture, meadows and grasslands	53%	100%	52%	68%	38,4%	26,3%
Fruit tree and berry plantations	41%	95%	59%	65%	0,1%	0,0%
Agriculture with natural vegetation	60%	90%	43%	64%	0,0%	0,0%
Natural grassland	51%	84%	57%	64%	0,9%	0,6%
Complex cultivation patterns	40%	93%	48%	60%	0,1%	0,1%
Coastal salt marshes	51%	82%	47%	60%	4,5%	2,7%
Inland marshes	45%	75%	55%	58%	1,5%	0,9%
Discontinuous urban fabric	69%	68%	28%	55%	3,3%	1,8%
Airports	51%	82%	31%	55%	0,0%	0,0%
Coniferous forest	39%	76%	43%	53%	0,1%	0,0%
Non-irrigated arable land	18%	68%	60%	49%	49,6%	24,0%
Moors and heathland	34%	59%	42%	45%	0,0%	0,0%
Mineral extraction sites	26%	52%	56%	45%	0,0%	0,0%
Dump sites	37%	63%	25%	42%	0,0%	0,0%
Agricultural farms	33%	45%	22%	33%	0,4%	0,1%
Port area	18%	19%	23%	20%	0,0%	0,0%
RIEI [%]						57%

**D. Protected Landscape Area Třeboňsko**

	HG	NDVI	TD	EI	% Area	IEI
Beech forests	92%	99%	100%	97%	1,0%	0,9%
Floodland and wetland forests	100%	100%	90%	97%	1,9%	1,8%
Managed forests mixed	87%	98%	91%	92%	1,1%	1,0%
Natural bushes	94%	90%	80%	88%	1,2%	1,0%
Spruce forests	64%	98%	99%	87%	1,9%	1,6%
Managed forests coniferous	63%	99%	95%	86%	37,2%	31,8%
Oak and hornbeam forests	72%	97%	86%	85%	4,5%	3,8%
Peat forests	53%	96%	97%	82%	5,3%	4,3%
Managed forests broadleaved	93%	96%	55%	81%	0,2%	0,1%
Rocks Rubble	57%	93%	87%	79%	0,0%	0,0%
Wetlands and riparian vegetation	72%	79%	77%	76%	1,7%	1,3%
Dry pine forests	45%	94%	86%	75%	2,2%	1,6%
Sport and leisure surfaces	58%	74%	89%	74%	0,2%	0,2%
Mesophilic meadows	53%	88%	65%	69%	2,0%	1,3%
Non-natural bushes	86%	90%	22%	66%	0,4%	0,3%
Urban greenery	74%	91%	30%	65%	0,1%	0,0%
Aluvial and wet meadows	44%	85%	43%	57%	3,0%	1,7%
Peat bogs and springs	60%	83%	9%	51%	0,2%	0,1%
Managed meadows	36%	86%	29%	50%	17,1%	8,6%
Continuous urban fabric	56%	53%	35%	48%	0,0%	0,0%
Dumps and construction sites	7%	27%	83%	39%	0,0%	0,0%
Traffic infrastructure	42%	39%	26%	36%	0,6%	0,2%
Discontinuous urban fabric	45%	49%	11%	35%	3,3%	1,1%
Arable land	7%	40%	38%	28%	14,2%	4,0%
Rocks and Quarries	3%	21%	37%	20%	0,4%	0,1%
Industrial and business units	0%	0%	0%	0%	0,2%	0,0%
RIEI [%]						67%

**Fig. 6.** Comparison of variables represented for each land-use class and 4 respective study areas. Variables representing ecosystem integrity indicators: HG – heterogeneity, NDVI – normalized difference vegetation index, TD – temperature difference, were aggregated across the respective vegetation period (year of sensing – 2016 in Schleswig-Holstein and 2017 in Třeboňsko), normalized and expressed as %. The mean product of the three above mentioned indicators is referred to as Ecosystem Integrity (EI) and is further weighted by the area fraction of the specific land-use class (IEI – index of ecosystem integrity of forests, pastures, croplands etc.). A sum of the IEIs is used to calculate the final Index of Regional Ecosystem Integrity (RIEI), which is highlighted as a single value at the bottom left corner of each table/region. (A) Schleswig-Holstein (A) Geest, (B) Hügelland, (C) Marsch, and (D) Třeboňsko. The red-white-blue gradient is used according to the Legend in the upper right corner of the figure: red means low values, blue means high values and white represents averages. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

small difference in RIEI (the lowest RIEI in Schleswig-Holstein Geest was 57%, while Třeboňsko received 67%). Since the general type of agricultural practice is similar in both case study areas, we assume that the overall lower performance in Třeboňsko than expected was caused by low performance of local agriculture and pasture land use. For a discussion of the resulting Regional Index of Ecosystem Integrity (RIEI) of both case study areas, please refer to Supplementary materials, Section 1.3.

**4.1. Performance of the selected indicators**

NDVI is usually considered the lowest performing vegetation measure from a wide selection of indices (Carlson and Ripley, 1997; Sakowska et al., 2016), which is probably why it was not capable of strong distinction among land-use classes (see ANOVA test results in Supplementary materials, Table A.4 and Fig. 5 (a)), although nearly

identical result was achieved with fAPAR and additional more elaborate vegetation indices, documented in Weiss and Baret, 2016. NDVI measurements generally produced two separate clusters, roughly attributable to vegetated and non-vegetated areas. The annual aggregated values proved instrumental in representing the overall contribution of various land-cover types to regional integrity. Despite the limitations, NDVI is the most frequently used vegetation indicator and it is most suitable for straightforward interpretation by a wide audience.

Temperature data, obtainable from Landsat-8 TIRS, have proven vital in this assessment. Temperature difference proved successful in statistical distinguishing of land-cover classes (highest in Třeboňsko, intermediate in Schleswig-Holstein, see ANOVA test results in Supplementary materials, Table A.4). A drawback of temperature measurements, obtained from Landsat 8, is their relatively low spatial and temporal resolution, sensitivity to short-term meteorological events and atmospheric disturbance. Incidental variability has been partly mitigated by the inclusion of an annual aggregated value. Nevertheless, we strongly encourage potential users to look for the most up to date instruments, which can provide surface temperature data in higher quality (Sentinel-3 or the upcoming Landsat 9).

The parameter vegetation surface heterogeneity (HG) was an experimental attempt to utilize high-detailed data offered by Sentinel-2. HG proved very strong in land-use distinction. According to the ANOVA test (Supplementary materials, Table A.4), heterogeneity provided intermediate capacity to distinguish land-use in Třeboňsko and highest in Schleswig-Holstein (F value). According to the temporal analysis in Fig. 5 (c), HG was distinguishing land-use classes in Třeboňsko more efficiently than NDVI, which in contrast tended to form two clusters comprising vegetated and non-vegetated areas. For instance, coniferous forests have received a significantly lower HG value than broadleaved forest, which can be a result of more uniform surface texture (Figs. 5 (c) and 6). The inclusion of HG, along with TD and NDVI, contributed significantly towards increasing the sensitivity of the assessment in terms of land-use classification and the evaluation of its ecological state.

## 4.2. Approach limitations

### 4.2.1. Inconsistencies in EI definition

One of the initial study expectations was, that protected areas will harbour the highest integrity values, which would correspond to the results of other relevant studies of landscape integrity (Scholes and Biggs, 2005; Perkl, 2017; Walston and Hartmann, 2018; Carter et al., 2019). This assumption proved only partly true. Although many protected areas were very tightly corresponding to distinctly higher integrity values, many protected areas ranked average or very low compared to e.g., managed forests (please refer to Supplementary materials, Fig. A.2 for demonstration). On closer observation, these protected areas typically covered low productivity ecosystems such as sand dunes, marches and rock formations, which are of exceptional value for conservation reasons, because they are rare, and therefore harbour unique (specialised) biota. The results indicate, that the here presented approach is incomplete in that it cannot account for ecosystem maturity of low-productivity ecosystems, such as sand dunes.

Interpretation of ecosystem integrity assessments depend strongly on the definition of what ecosystem integrity represents. For instance, Walston and Hartmann (2018) and Perkl (2017) have shown how biodiversity is negatively related to human stressors, represented by a spatial gradient surrounding human settlements, intensively managed areas and infrastructure (human footprint). This study could not provide evidence to test such interference, but proximity to human settlements and anthropogenic disturbance, e.g., clear-cuts in a forest, did prove detrimental to ecosystem integrity (Grantham et al., 2020, see Supplementary materials Fig. A.2). Nevertheless, relation between ecosystems and human management does not have to be only negative. It is proven that an extensive form of management can more beneficial to biodiversity than wilderness (Keesstra et al., 2018). Třeboňsko for

instance, formerly a swampy (unproductive) landscape, was drained in the Middle Ages and turned into a productive landscape through large scale engineering projects which are maintained largely unchanged until today. This process led to an increase of biodiversity and conservation value. This example demonstrates, that human management can be detrimental but also stimulating to ecosystem integrity and biodiversity. In such cases, using “natural” reference (in absence of people) as a measure of integrity is not meaningful, as is the case of Třeboňsko, where the continuous management of the centuries old drainage system is key to the regions productivity and diversity. Therefore, as Roche and Campagne (2017) conclude, biodiversity indicators should be assessed along with productivity-based indicators, in order to compensate for their inherent deficiencies described above, especially in context of multiple-use landscapes. With regards to human footprint indicators, apart from negative human influence also positive influence in the form of nature-based solutions for ecosystem management could arguably be included in the discourse (Keesstra et al., 2018; CBD, 2020), which would open theoretical and methodological doors towards evaluating and valuing mutually beneficial socio-ecological relationships.

### 4.2.2. Approach limitations

Ecosystem integrity is a complex phenomenon, which goes far beyond the perspective of the experimental indicators used within this study. We are aware, that the three remote sensing parameters are just touching the surface, and significant amount of information remains unrepresented. We suggest to add further variables whenever possible and suitable. In a similar setting, we have tested an extended array of indicators providing even deeper insight into the applications of ecosystem integrity indicators (Zelený et al., 2020), although at the cost of spatial resolution. Since the criterion was to design simple yet comprehensive methods of integrity quantification, we have refrained from assigning weights to the parameters when combining them to produce composite indexes (see Figs. 3, 4 and 6). This assumes that all of the used indicators have the same significance, which is an oversimplification.

Furthermore, the approach is largely based on interval or range representation, meaning that variables are normalized to represent regional maximum and minimum in relative units. The results are obviously always dependent on study area selection. Therefore, larger landscapes (e.g., regions or federal states) are more suitable, because they contain more reference localities than small ones (e.g., municipalities). Ultimately, the results from this assessment are not perfectly comparable between different landscapes, because the references will always be different. We argue, that despite the quantification is bound to uncertainty, the results deliver valuable indication of the ecological state of a region. The method of RIEI calculation is suitable in any realistic situation, but would produce irrelevant results if used improperly. A landscape wholly covered in asphalt would have a RIEI of 100% and 0% at the same time, same as if it was a completely forested landscape.

Land-use classification uncertainties have to be taken into consideration when validating results of this study. Both CLES and CORINE 2012 contain mistakes due to false identification of land use and because they are already outdated. This can affect the results of smaller land-use types like anthropogenic surfaces, but also peatlands and wetlands, while better represented land-use types are less vulnerable to such bias (Hou et al., 2013). We have decided to use CLE in Třeboňsko, because it allowed much finer distinction of land-cover and compared to CORINE.

### 4.2.3. Limitations of the variables used

A general problem when using satellite images was the incidence of cloud cover, which rendered many images useless especially in Schleswig-Holstein. This can pose an issue when there are not enough images available during the vegetation period, as this is not a problem

in winter, in spring and summer, it is necessary to have as many images as possible to be able to represent the vegetation phenological phase.

Some parameters used to represent ecosystem integrity can be especially sensitive to certain land-cover related features, which could bias the results and the subsequent regional integrity index. Validity of the results depends also on the possibility to perform extensive in-situ assessments, without which it is impossible to say whether the measured values truly represent ecosystem integrity. Proxy variables and respective data sets, with demonstrable relation to ecosystem integrity or other relevant ecosystem state indicators (typically biodiversity, habitat fragmentation, anthropogenic influence etc.) can be used to validate the here proposed indicators (e.g., Walston and Hartmann, 2018; Carter et al., 2019; Moudrý et al., 2021). This approach includes two external land cover layers as means to validate the approach results and test the hypothesis stating that forested and densely vegetated areas would possess the highest ecosystem integrity, croplands and pastures would rank in the middle, while urban areas would contribute the least to regional ecosystem integrity. Besides that, several other validations were done, but not on a systematic level, as this was not the aim of the research. These comprise personal visits to study areas for results confirmation, comparing with Google Earth images, consultation with nature conservation agency in Třeboňsko and spatial data provided by them (AOPK, 2020, see Supplementary materials, Fig. A.2), personal acquaintance with the area by the research team, previous research (Zelený et al., 2020) and an extensive qualitative research, results of which extend beyond the scope of this article. This study report presents the logic behind the proposal and development of an innovative ecosystem integrity assessment method and explores the application results in case study areas; extensive in-situ or other validation using proxy data was not the aim of the presented study, but it definitely is a topic for any upcoming research as was already initiated in Zelený et al. (2020) where an ecosystem services dataset was included in the analysis.

A significant weakness of optical sensors is that the information obtained does not represent structural characteristics of vegetation. NDVI is representing photosynthetic activity only in two dimensions, which is why forest understory will not be represented in a measurement. This factor significantly contributes to the inability of NDVI to distinguish between arable land, grassland and forest, as they all seem uniformly green from above. This overall low discriminatory power of NDVI was also observed within this study. The issue was partly mitigated by using an aggregated NDVI measure across the vegetation period, which also represents the time during which an area is vegetated and further helps distinguish cultivated from uncultivated land.

A considerable challenge of the presented approach is the usage of at-satellite brightness temperature, which is different from actual surface temperature at land (by 1 to 5 K) due to the disturbing effect of (1) atmospheric absorption and re-emission, (2) land surface emissivity and (3) surface roughness, which require correction (Weng et al., 2004). Since accurate LST calculation is a challenging process, several methods have been proposed (e.g., Sobrino et al., 2004; for a review see Li et al., 2013), some of which are specifically designed for Landsat 8 TIRS (e.g., Yu et al., 2014; Jiménez-muñoz et al., 2014). A challenging issue remains the inclusion of land surface emissivity, which is vital for accurate calculation of LST. Land emissivity is different for vegetated surfaces, water and bare soil. Again, several approaches exist based on for e.g., manual assigning of emissivity to land-cover types (requires a detailed knowledge of the case study area and does not account for seasonal variation in vegetation cover) or using NDVI to operationally classify land cover and assign emissivity values “on the fly” (Sobrino et al., 2004; Yu et al., 2014). Although we are aware of the inherent inaccuracy, because of the methodological difficulties connected with the calculation of LST from BT, and because we wanted to design a practical method, which would not discourage the wide audiences from usage, we have decided to include BT instead of LST. Furthermore, actual temperature measurement was not our intent, but only

measurement of the length of the thermal gradient (cooling capacity, relative measure).

#### 4.3. Future research

We suggest that anyone interested in progressing the presented approach takes advantage of the rapidly expanding field of remote sensing and new emerging instruments. Although the general idea of representing ecosystem integrity remains, possibilities for advancing the approach come from the point of view of scale (local to global), resolution (spatial and temporal) and diversity of inputs (radar, hyperspectral, LiDAR etc.). Novel instruments and techniques are expected to provide higher quality measurements of parameters, which are of primary relevance for ecosystem integrity. Following the framework of Müller et al. (2000) and Müller (2005), a number of variables could be included to improve the approach (see Table 1). Currently there are a number of additional parameters available from MODIS (Moderate resolution imaging spectroradiometer) instrument on board of the satellite TERRA and AQUA, namely respiration, transpiration, LAI/FAPAR, primary production and land surface temperature, although the resolution is suitable for large-scale or global assessment (pixel resolution 500–1000 m).

One of the significant contributions of the above presented approach is its potential to provide emergent information when combined with other types of environmental and other (e.g., socio-economic, geomorphological, pedological) data (Zelený et al., 2020), or ecosystem features representing biodiversity (Rocchini et al., 2018) and vegetation structure (Moudrý et al., 2021). Similarly, assessing the relation between the human footprint and habitat intactness indicators, analysed using fragmentation metrics, would prove how thermodynamic properties of an ecosystem interacts with its physical structure.

#### 5. Conclusion

This study presents a contribution to the quantification and assessment of ecosystem integrity based on three variables obtained from open access satellite data: NDVI, TD and HG. The focus of the methodological development has been on producing a simple, flexible yet theoretically sound method, usable by a broad range of experts and laymen. The proposed indicators of ecosystem integrity have been designed and their capacity to identify and quantify the gradient between anthropogenic and natural ecosystems in a landscape context has been tested using a land-cover classification layer. Also, an integrative aggregation method was proposed and results presented in two case study areas, comprising two different scales and management regimes. The presented approach offers suggestions for the development of methodological approaches to identify biodiversity valuable areas, as well as evaluate the sustainability and performance of landscape management. Based on the above presented analysis, the three proposed research questions are answered as follows:

- I. Are the three selected variables suitable and sensitive enough to quantify the regional ecosystem integrity gradient?

We conclude that NDVI proved to be the least sensitive parameter while heterogeneity and brightness temperature proved the opposite. Thus, although the variables have limitations when used separately and in single time steps, their sensitivity and capacity to quantify ecosystem integrity can be improved if combined in a single ecosystem integrity parameter, and an additional dimension of information can further augment their explanatory power if aggregated for the whole vegetation period.

- II. Are there differences in terms of ecosystem integrity between the two case study regions?

The two selected case study areas were supposed to represent ecologically distinct realities, yet the results had shown that both areas are fairly similar when it comes to their integrity: Třeboňsko as a natural reference had reached the highest

ecosystem integrity score (RIEI = 67%), but this was only 10% higher than the worst performing area, the sub-region Marsch in Schleswig-Holstein (RIEI = 57%).

### III. Are there differences in the selected regions with respect to the integrity of their land-use types?

In both study areas, the highest performing land-use classes were broad-leaved forests and mixed forests, followed by coniferous. Pastures received fairly high values in Schleswig-Holstein, especially in terms of NDVI which reached levels comparable with forests. Non-irrigated arable lands received intermediate values in Schleswig-Holstein, but an analogical class in Třeboňsko has received values comparable to urban and non-vegetated areas. Urban and non-vegetated areas have received the lowest values in both Třeboňsko and Schleswig-Holstein.

Our exploration of the behaviour of the three indicators has shown, that despite their explanatory power as separate measures is relatively low, when used in combination, NDVI, TD and HG can sufficiently pronounce the anthropogenic gradient within a landscape and potentially identify ecologically valuable as well as deteriorated areas in considerable detail (10 × 10 m resolution). The presented method offers an approach to landscape assessment for management and conservation, and it is open for anyone, experts and laymen, to use and develop further.

### Funding

This study was made possible thanks to financial support from the DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) MOE scholarship, GAUK (Charles University Grant Agency, grant [546517]) and SVV (Specific University Research, grant [VS 260 471]) funding.

### CRediT authorship contribution statement

**Jakub Zelený:** Conceptualization, Methodology, Writing – original draft. **Daniel Mercado-Bettín:** Software, Writing – review & editing. **Felix Müller:** Supervision, Writing – review & editing.

### Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

### Acknowledgements

We would especially like to thank our colleagues from the Institute of Natural Resource Conservation of the University in Kiel, namely Sabine Bicking, Wilhelm Windhorst and Claus-G. Schimming for consultation and advices on the methodological aspects and results interpretation. Also, our thanks belong to Dava Vačkářů, who has provided a feedback for the initial text. JZ was supported by the DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) MOE scholarship, GAUK (Charles University Grant Agency, grant [546517]) and SVV (Specific University Research, grant [VS 260 471]) funding. DMB was supported mainly by Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (Colciencias, Grant number 543-2011) and the WATExR project (watexr.eu/), which is part of ERA4CS, an ERA-NET initiated by JPI Climate, and funded by MINECO-AEI (ES) through projects PCIN-2017-062 and PCIN-2017-092 with co-funding by the European Union (Grant 690462); also he was partially funded by a short-term grant of the Deutscher Akademischer Austauschdienst (DAAD).

### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148994>.

### References

- Andreasen, J.K., O'Neill, R.V., Noss, R., Slosser, N.C., 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecol. Indic.* 1, 21–35. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00007-3).
- Bähr, J., Kortum, G., 1987. *Schleswig-Holstein. Sammlung Geographischer Führer 15. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.*
- Bakker, W.H., Schmidt, K.S., 2002. Hyperspectral edge filtering for measuring homogeneity of surface cover types. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 56, 246–256. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(02\)00060-6](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(02)00060-6).
- Blumetto, O., Castagna, A., Cardozo, G., García, F., Tiscornia, G., Ruggia, A., Scarlato, S., Albicette, M.M., Aguerre, V., Albin, A., 2019. Ecosystem Integrity Index, an innovative environmental evaluation tool for agricultural production systems. *Ecol. Indic.* 101, 725–733. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.077>.
- Brown, E.D., Williams, B.K., 2016. Ecological integrity assessment as a metric of biodiversity: are we measuring what we say we are? *Biodivers. Conserv.* 25 (6), 1011–1035. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1111-0>.
- Carlson, T.N., Ripley, D.A., 1997. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sens. Environ.* 62 (3), 241–252. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00104-1).
- Carter, S.K., Fleishman, E., Leinwand, I.L.F., Flather, C.H., Carr, N.B., Fogarty, F.A., ... Wood, D.J.A., 2019. Quantifying ecological integrity of terrestrial systems to inform management of multiple-use public lands in the United States. *Environ. Manag.*, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01163-w>.
- Castaldi, F., Palombo, A., Santini, F., Pascucci, S., Pignatti, S., Casa, R., 2016. Evaluation of the potential of the current and forthcoming multispectral and hyperspectral imagers to estimate soil texture and organic carbon. *Remote Sens. Environ.* 179, 54–65. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.03.025>.
- CBD, 2020. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. *Global Biodiversity Outlook 5 (Montreal).*
- Chrysafis, I., Mallinis, G., Siachalou, S., Patias, P., 2017. Assessing the relationships between growing stock volume and Sentinel-2 imagery in a Mediterranean forest ecosystem. *Remote Sens. Lett.* 8 (6), 508–517. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2017.1295479>.
- Coppedge, B.R., Engle, D.M., Masters, R.E., Gregory, M.S., 2006. Development of a grassland integrity index based on breeding bird assemblages. *Environ. Monit. Assess.* 118 (1–3), 125–145. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1237-8>.
- CORINE land cover, 1990. CORINE land cover maps for Europe. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>. (Accessed 20 May 2021).
- Costanza, R., 2012. *Ecosystem health and ecological engineering.* *Ecol. Eng.* 45, 24–29.
- Decker, K.L., Pocewicz, A., Harju, S., Holloran, M., Fink, M.M., Toombs, T.P., Johnston, D.B., 2017. Landscape disturbance models consistently explain variation in ecological integrity across large landscapes. *Ecosphere* 8. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1775>.
- Delegido, J., Verreest, J., Alonso, L., Moreno, J., 2011. Evaluation of Sentinel-2 red-edge bands for empirical estimation of green LAI and chlorophyll content. *Sensors* 11 (7), 7063–7081. <https://doi.org/10.3390/s110707063>.
- Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyoso, D., Gutierrez, V., Noordwijk, M., van, Creed, I.F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D.V., Tobella, A.B., Ilstedt, U., Teuling, A.J., Gebrehiwot, S.G., Sands, D.C., Muys, B., Verbist, B., Springgay, E., Sugandi, Y., Sullivan, C.A., 2017. Trees, forests and water: cool insights for a hot world. *Glob. Environ. Chang.* 43, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>.
- Etter, A., McAlpine, C.A., Seabrook, L., Wilson, K.A., 2011. Incorporating temporality and biophysical vulnerability to quantify the human spatial footprint on ecosystems. *Biol. Conserv.* 144 (5), 1585–1594. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.004>.
- Faber-Langendoen, D., Nichols, W., Rocchio, J., Walz, K., Lemly, J., 2016. *An Introduction to NatureServe's Ecological Integrity Assessment Method.* NatureServe, Arlington, VA (33 pp.).
- Fernández, N., Ferrier, S., Navarro, L.M., Pereira, H.M., 2020. *Essential biodiversity variables: integrating in-situ observations and remote sensing through modeling.* *Remote Sens. Plant Biodivers.*
- Fraser, R.H., Olthof, I., Pouliot, D., 2009. Monitoring land cover change and ecological integrity in Canada's national parks. *Remote Sens. Environ.* 113 (7), 1397–1409. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.019>.
- Frélichová, J., Vačkář, D., Pártl, A., Loučková, B., Harmáčková, Z.V., Lorencová, E., 2014. Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosyst. Serv.* <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.03.001>.
- Grantham, H.S., Duncan, A., Evans, T.D., Jones, K., Beyer, H., Schuster, R., Walston, J., Ray, J., Robinson, J., Callor, M., Clements, T., Costa, H.M., DeGemma, A., 2020. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nat. Commun.* 11 (1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>.
- Gross, J.E., Goetz, S.J., Cihlar, J., 2009. Application of remote sensing to parks and protected area monitoring: introduction to the special issue. *Remote Sens. Environ.* 113, 1343–1345. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.12.013>.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. *High-resolution global maps of 21st-century forest cover change.* *Science* 342, 850–853 (80–).
- Hansen, A., Barnett, K., Jantz, P., Phillips, L., Goetz, S.J., Hansen, M., Venter, O., Watson, J.E.M., Burns, P., Atkinson, S., Rodriguez-Buritica, S., Ervin, J., Virnig, A., Supples, C., De Camargo, R., 2019. *Global humid tropics forest structural condition and forest structural integrity maps.* *Sci. Data* 6, 232.
- Hoffmann, D., 2004. Holocene landscape development in the marshes of the West Coast of Schleswig-Holstein, Germany. *Quat. Int.* 112 (1), 29–36. [https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(03)00063-6).
- Hou, Y., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. *Environ. Manag.* 127, S117–S131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.002>.

- Jeevalakshmi, D., Narayana Reddy, S., Manikiam, B., 2017. Land surface temperature retrieval from LANDSAT data using emissivity estimation. *Int. J. Appl. Eng. Res.* 12, 9679–9687.
- Jiménez-muñoz, J.C., Sobrino, J.A., Skokovi, D., Mattar, C., Cristóbal, J., 2014. Land Surface Temperature Retrieval Methods From Landsat-8 Thermal Infrared Sensor Data. vol. 11(10) pp. 1840–1843.
- Jørgensen, S.E., Ulanowicz, R., 2009. Network calculations and ascendancy based on ecology. *Ecol. Model.* 220, 1893–1896. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.04.032>.
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—a theoretical matrix exercise. *Ecol. Indic.* 28, 54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.006>.
- Kay, J.J., 1991. A nonequilibrium thermodynamic framework for discussing ecosystem integrity. *Environ. Manag.* 15 (4), 483–495. <https://doi.org/10.1007/BF02394739>.
- Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerda, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., Pachepsky, Y., Van Der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L.O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations sustainable development goals. *Soil* 2, 111–128. <https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>.
- Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., Cerda, A., 2018. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 610–611, 997–1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077>.
- Krofcheck, D.J., Eitel, J.U.H., Lippitt, C.D., Vierling, L.A., Schulthess, U., Litvak, M.E., 2016. Remote sensing based simple models of GPP in both disturbed and undisturbed piñon-juniper woodlands in the southwestern U.S. *Remote Sens.* 8 (1). <https://doi.org/10.3390/rs8010020>.
- Lausch, A., Erasmi, S., King, D.J., Magdon, P., Heurich, M., 2017. Understanding forest health with remote sensing-part II-A review of approaches and data models. *Remote Sens.* 9, 1–32. <https://doi.org/10.3390/rs9020129>.
- Lausch, A., Bastian, O., Klotz, S., Leitão, P.J., Jung, A., Rocchini, D., Schaeppman, M.E., Skidmore, A.K., Tischendorf, L., Knapp, S., 2018. Understanding and assessing vegetation health by in situ species and remote-sensing approaches. *Methods Ecol. Evol.* 9, 1799–1809. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13025>.
- Li, Z.L., Tang, B.H., Wu, H., Ren, H., Yan, G., Wan, Z., Trigo, I.F., Sobrino, J.A., 2013. Satellite-derived land surface temperature: current status and perspectives. *Remote Sens. Environ.* 131, 14–37. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.008>.
- Ma, L., Bicking, S., Müller, F., 2019. Mapping and comparing ecosystem service indicators of global climate regulation in Schleswig-Holstein, Northern Germany. *Sci. Total Environ.* 648, 1582–1597. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.274>.
- Maes, W.H., Pashuysen, T., Trabucco, A., Veroustraete, F., Muys, B., 2011. Does energy dissipation increase with ecosystem succession? Testing the ecosystem exergy theory combining theoretical simulations and thermal remote sensing observations. *Ecol. Model.* 222 (23–24), 3917–3941. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.08.028>.
- Maturana, H.R., Varela, F.J., 1980. *Autopoiesis and Cognition. The Realization of the Living.* Springer Science & Business Media (ISBN 978-90-277-1016-1).
- McGarigal, K., Compton, B.W., Plunkett, E.B., DeLuca, W.V., Grand, J., Ene, E., Jackson, S.D., 2018. A landscape index of ecological integrity to inform landscape conservation. *Landscape Ecol.* 33 (7), 1029–1048. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0653-9>.
- McNellie, M.J., Oliver, I., Dorrrough, J., Ferrier, S., Newell, G., Gibbons, P., 2020. Reference state and benchmark concepts for better biodiversity conservation in contemporary ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 26 (12), 6702–6714. <https://doi.org/10.1111/gcb.15383>.
- Mistri, M., Munari, C., Marchini, A., 2008. The fuzzy index of ecosystem integrity (FINE): a new index of environmental integrity for transitional ecosystems. *Hydrobiologia* 611, 81–90. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9455-4>.
- Mora, F., 2017. A structural equation modeling approach for formalizing and evaluating ecological integrity in terrestrial ecosystems. *Ecol. Inform.* 41, 74–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.05.002>.
- Moudrý, V., Moudrá, L., Barták, V., Bejček, V., Gdulová, K., Hendrychová, M., Moravec, D., Musil, P., Rocchini, D., Štrastný, K., Volf, O., Šálek, M., 2021. The role of the vegetation structure, primary productivity and senescence derived from airborne LIDAR and hyperspectral data for birds diversity and rarity on a restored site. *Landscape Urban Plan.* 210 <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104064>.
- Müller, F., 1998. Gradients in ecological systems. *Ecol. Model.* 108, 3–21. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00015-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00015-5).
- Müller, F., 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecol. Indic.* 5 (4), 280–294. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.017>.
- Müller, F., Leupelt, M. (Eds.), 1998. *Eco Targets, Goal Functions, and Orientors.* Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany, p. 619 <https://doi.org/10.1007/978-3-642-58769-6>.
- Müller, F., Hoffmann-Kroll, R., Wiggering, H., 2000. Indicating ecosystem integrity - theoretical concepts and environmental requirements. *Ecol. Model.* 130, 13–23. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00210-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00210-6).
- Müller, F., Bicking, S., Ahrendt, K., Kinh Bac, D., Blindow, I., Fürst, C., Haase, P., Kruse, M., Kruse, T., Ma, L., Perennes, M., Ruljevic, I., Schernewski, G., Schimming, C.G., Schneiders, A., Schubert, H., Schumacher, J., Tappeiner, U., Wangai, P., Windhorst, W., Zelený, J., 2020. Assessing ecosystem service potentials to evaluate terrestrial, coastal and marine ecosystem types in Northern Germany – an expert-based matrix approach. *Ecol. Indic.* 112, 106116. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106116>.
- Nielsen, Fath, 2019. *A New Ecology: Systems Perspective.* second edition. Elsevier science (270 pp., ISBN: 978-0-444-63757-4).
- Nielsen, S.N., Müller, F., Marques, J.C., Bastianoni, S., Jørgensen, S.E., 2020. Thermodynamics in Ecology. pp. 1–54 <https://doi.org/10.3390/e22080820>.
- Parrott, L., 2010. Measuring ecological complexity. *Ecol. Indic.* 10 (6), 1069–1076. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.014>.
- Paruelo, J.M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., Gallego, F., 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecol. Indic.* 71, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.054>.
- Patten, B.C., 2015. The cardinal hypotheses of Holoecology. *Ecol. Model.* 1–49 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.08.004>.
- Perkl, R.M., 2017. Measuring landscape integrity (LI): development of a hybrid methodology for planning applications. *J. Environ. Plan. Manag.* 60 (1), 92–114. <https://doi.org/10.1080/09640568.2016.1142863>.
- Phiri, D., Simwanda, M., Salekin, S., Ryirenda, V.R., Murayama, Y., Ranagalage, M., 2020. Remote sensing Sentinel-2 data for land cover/use mapping: a review. *Remote Sens.* 2291 (12), 14.
- Puzachenko, Y.G., Sandler, R.B., Svirejeva-Hopkins, A., 2011. Estimation of thermodynamic parameters of the biosphere, based on remote sensing. *Ecol. Model.* 222 (16), 2913–2923. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.05.011>.
- Rapport, D.J., Costanza, R., McMichael, A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *Trends Ecol. Evol.* 13 (10), 397–402. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01449-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01449-9).
- Revenga, C., 2005. Developing indicators of ecosystem condition using geographic information systems and remote sensing. *Reg. Environ. Chang.* 5, 205–214. <https://doi.org/10.1007/s10113-004-0085-8>.
- Reza, M.I.H., Abdullah, S.A., 2011. Regional index of ecological integrity: a need for sustainable management of natural resources. *Ecol. Indic.* 11 (2), 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.08.010>.
- Rocchini, D., Luque, S., Pettorelli, N., Bastin, L., Doktor, D., Faedi, N., Feilhauer, H., Féret, J.B., Foody, G.M., Gavish, Y., Godinho, S., Kunin, W.E., Lausch, A., Leitão, P.J., Marcantonio, M., Neteler, M., Ricotta, C., Schmidtlein, S., Vihervaara, P., Wegmann, M., Nagendra, H., 2018. Measuring  $\beta$ -diversity by remote sensing: a challenge for biodiversity monitoring. *Methods Ecol. Evol.* 9, 1787–1798. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12941>.
- Roche, P.K., Campagne, C.S., 2017. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 29, 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.12.009>.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. 3rd ERTS Symposium, NASA SP-351 I, pp. 309–317.
- Roy, D.P., Wulder, M.A., Loveland, T.R., C.E., W., Allen, R.G., Anderson, M.C., Helder, D., Irons, J.R., Johnson, D.M., Kennedy, R., Scambos, T.A., Schaaf, C.B., Schott, J.R., Sheng, Y., Vermote, E.F., Belward, A.S., Bindaschadler, R., Cohen, W.B., Gao, F., Hipple, J.D., Hostert, P., Huntington, J., Justice, C.O., Kilic, A., Kovalsky, V., Lee, Z.P., Lymburner, L., Masek, J.G., McCorkel, J., Shuai, Y., Trezza, R., Vogelmann, J., Wynne, R.H., Zhu, Z., 2014. Landsat-8: science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sens. Environ.* 145, 154–172. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.001>.
- Ruaro, R., Gubiani, E.A., 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecol. Indic.* 29, 105–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.016>.
- Running, S.W., Nemani, R.R., Heinsch, F.A., Zhao, M., Reeves, M., Hashimoto, H., 2004. A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production. *Bioscience* 54, 547–560.
- Sakowska, K., Juszczak, R., Gianelle, D., 2016. Remote sensing of grassland biophysical parameters in the context of the Sentinel-2 satellite mission. *J. Sensors* 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/4612809>.
- Schneider, E.D., Kay, J.J., 1994. Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. *Math. Comput. Model.* 19 (6), 25–48. [https://doi.org/10.1016/0895-7177\(94\)90188-0](https://doi.org/10.1016/0895-7177(94)90188-0).
- Scholes, R.J., Biggs, R., 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434, 45–49.
- Schott, C., 1956. *Die Naturlandschaften Schleswig-Holsteins.* Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Skidmore, A.K., Coops, N.C., Neinavaz, E., Ali, A., Schaeppman, M.E., Paganini, M., Kissling, W.D., Vihervaara, P., Holzwarth, S., Müller-karger, F.E., Kerchove, R. Van De, Lausch, A., Rocchini, D., Turner, W., Vis, J.K., Wang, T., Wegmann, M., n.d. From Space. doi: <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01451-x>.
- Slocumbe, D.S., 1992. Environmental monitoring for protected areas: review and prospect. *Environ. Monit. Assess.* 21 (1), 49–78. <https://doi.org/10.1007/BF00400057>.
- Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Paolini, L., 2004. Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sens. Environ.* 90 (4), 434–440. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.003>.
- Stewig, R., 1982. *Landeskunde von Schleswig-Holstein.* Geocolleg. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, p. 5.
- Ulanowicz, R.E., 2003. Some steps toward a central theory of ecosystem dynamics. *Comput. Biol. Chem.* 27, 523–530. [https://doi.org/10.1016/S1476-9271\(03\)00050-1](https://doi.org/10.1016/S1476-9271(03)00050-1).
- Ulanowicz, R.E., Jørgensen, S.E., Fath, B.D., 2006. Exergy, information and aggradation: an ecosystems reconciliation. *Ecol. Model.* 198, 520–524. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.06.004>.
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R., 2009. Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research living reviews in landscape research. *Living Rev. Landsc. Res.* 3, 1–28. <https://doi.org/10.12942/lrlr-2009-1>.
- van der Werff, H., van der Meer, F., 2016. Sentinel-2A MSI and Landsat 8 OLI provide data continuity for geological remote sensing. *Remote Sens.* 8. <https://doi.org/10.3390/rs8110883>.
- Vargas, L., Remme, R.P., Vargas, L., Hein, L., Remme, R.P., 2017. Accounting for Ecosystem Assets Using Remote Sensing in the Colombian Orinoco River Basin Lowlands the Colombian Orinoco River Basin Lowlands. vol. 11(2). <https://doi.org/10.1117/1.JRS.11.026008>.
- Vincini, M., Calegari, F., Casa, R., 2016. Sensitivity of leaf chlorophyll empirical estimators obtained at Sentinel-2 spectral resolution for different canopy structures. *Precis. Agric.* 17, 313–331. <https://doi.org/10.1007/s11119-015-9424-7>.
- Walston, L.J., Hartmann, H.M., 2018. Development of a landscape integrity model framework to support regional conservation planning. *PLoS One* 13, 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195115>.

- Weng, Q., Lu, D., Schubring, J., 2004. Estimation of land surface temperature-vegetation abundance relationship for urban heat island studies. *Remote Sens. Environ.* 89 (4), 467–483. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.11.005>.
- Wiens, J., Sutter, R., Anderson, M., Blanchard, J., Barnett, A., Aguilar-Amuchastegui, N., Avery, C., Laine, S., 2009. Selecting and conserving lands for biodiversity: the role of remote sensing. *Remote Sens. Environ.* 113 (7), 1370–1381. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.020>.
- Wurtzbaach, Z., Schultz, C., 2016. Measuring ecological integrity: history, practical applications, and research opportunities. *Bioscience* 66, 446–457.
- Xu, C., Li, Y., Hu, J., Yang, X., Sheng, S., Liu, M., 2018. Evaluating the difference between the normalized difference vegetation index and net primary productivity as the indicators of vegetation vigor assessment at landscape scale. *Environ. Monit. Assess.* 184 (3), 1275–1286. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2039-1>.
- Yu, X., Guo, X., Wu, Z., 2014. Land surface temperature retrieval from landsat 8 TIRS-comparison between radiative transfer equation-based method, split window algorithm and single channel method. *Remote Sens.* 6 (10), 9829–9852. <https://doi.org/10.3390/rs6109829>.
- Zelený, J., Bicking, S., Dang, K.B., Müller, F., 2020. Combining methods to estimate ecosystem integrity and ecosystem service potentials and flows for crop production in Schleswig-Holstein, Germany. *Lands. Online* 79, 1–36. <https://doi.org/10.3097/lo.202079>.
- Zhao, W., Li, A., Huang, Q., Gao, Y., Li, F., Zhang, L., 2019. An improved method for assessing vegetation cooling service in regulating thermal environment: a case study in Xiamen, China. *Ecol. Indic.* 98 (November 2018), 531–542. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.033>.
- Electronic sources**
- AOPK, 2020. Chráněná území v ČR - maloplošná zvláště chráněná území (NPR, NPP, PR, PP), velkoplošná zvláště chráněná území (NP, CHKO a jejich zonace), smluvně chráněná území, ochranná pásma vyhlášená a zákonná (Last access: 1.2.2021).
- CBD, 2003. Methods for evaluating ecosystem integrity and monitoring ecosystem response. Available at: <https://www.cbd.int/doc/pa/tools/Methods%20for%20Evaluating%20Ecosystem%20Integrity%20and%20Monitoring%20Ecosystem%20Respons.pdf> (Last access: 1.2.2021).
- CLC, d. Database of Copernicus land monitoring service <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> (Last access: 1.2.2021).
- Convention on Biological Diversity Aichi targets, d. . Available at: <https://www.cbd.int/sp/targets/> (Last access: 1.12.2020).
- ESA. Scihub Copernicus Geoportal. European Space Agency. (Last access: 1.2.2021).
- ESA SNAP. SNAP – Science Toolbox Exploitation Platform. European Space Agency. Available for download at: <http://step.esa.int/main/download/>, (Last access: 1.2.2021).
- LLUR, 2018. Die Böden Schleswig-Holsteins - Entstehung, Verbreitung, Nutzung, Eigenschaften und Gefährdung. Schriftenreihe LLUR SH – Geologie und Boden. vol. 11. Schriftenreihe LLUR SH – Geologie und Boden , p. 2018 Available at: [https://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/geologie/boden\\_sh.pdf](https://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/geologie/boden_sh.pdf) (Last access: 1.12.2020).
- Paris Agreement, 2015. European Commission's Directorate-General for Climate Action. , pp. 1–16 Retrieved from. [https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris\\_en](https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris_en) (Last accessed on 1.12.2020).
- USGS, d. Earth explorer geoportal, United States Geological Survey <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Last access: 1.2.2021).
- Watson, J.E.M., Venter, O., 2019. Mapping the continuum of humanity's footprint on land. *One Earth* 1 (2), 175–180. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.09.004>.
- Weiss, M., Baret, F., 2016. S2ToolBox Level 2 products: LAI, FAPAR, FCOVER, 53. Available at: [http://step.esa.int/docs/extra/ATBD\\_S2ToolBox\\_L2B\\_V1.1.pdf](http://step.esa.int/docs/extra/ATBD_S2ToolBox_L2B_V1.1.pdf) (Last access: 1.12.2020).
- Zhang, X., Chen, N., Sheng, H., Ip, C., Yang, L., Chen, Y., Sang, Z., Tadesse, T., Lim, T.P.Y., Rajabifard, A., Buetti, C., Zeng, L., Wardlow, B., Wang, S., Tang, S., Xiong, Z., Li, D., Niyogi, D., 2019. Urban drought challenge to 2030 sustainable development goals. *Sci. Total Environ.* 693, 133536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.342>.

# Combining Methods to Estimate Ecosystem Integrity and Ecosystem Service Potentials and Flows for Crop Production in Schleswig-Holstein, Germany

## Abstract

Human well-being is highly dependent on nature, especially with respect to food provision. This study has been developed in the ecosystem service framework and focuses on the evaluation of ecological integrity as a base for the capacity of Schleswig-Holstein to provide ecosystem services. The ecosystem service *potential* is assessed based upon a Bayesian belief network and the study area's soil fertility. The respective service *flow* is estimated from official regional statistics, and is represented by the total harvested biomass for food, fodder and energy. The spatial distribution of six different ecological integrity variables and the crop production *potentials* and *flows* are compared and interpreted with respect to the characteristics of the main landscape regions within the study area. The results indicate a trade-off between the actual crop production and the underlying ecological integrity and service *potentials*. This trade-off is strongest in case of croplands, while it gradually diminishes in grasslands and forests. Based on the results, conclusions about the relation between ecosystem services and ecological integrity are drawn. The findings of the study can be used to support the development of sustainable land management strategies, which aim to harmonize agricultural production and environmental conditions.

## Research highlights

- Comprehensive ecosystem assessment on the level of the federal state of Schleswig-Holstein.
- Quantification and mapping of ecological integrity and ecosystem services.
- Evaluation of spatial interrelations between ecological integrity and ecosystem services.
- Identification of spatial mismatches between ecological integrity and intensive crop production.
- Regional comparison of the performance of arable land-, grassland and forests with respect to selected ecological integrity variables.

## Keywords

ecological indicators, Bayesian Belief Network, remote sensing, regional statistics, correlation analysis

Jakub Zelený<sup>1,2</sup>, Sabine Bicking<sup>3\*</sup>,  
Kinh Bac Dang<sup>3,4</sup>, Felix Müller<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Charles University, Faculty of Humanities, Prague, Czech Republic

<sup>2</sup> The Czech Academy of Sciences, Global Change Research Institute, Brno, Czech Republic

<sup>3</sup> Kiel University, Institute for Natural Resource Conservation, Kiel, Germany

<sup>4</sup> Faculty of Geography, VNU University of Science, Hanoi, Vietnam

\*Corresponding author: Sabine Bicking, Kiel University, Institute for Natural Resource Conservation, Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, Germany. Email: sbicking@ecology.uni-kiel.de

## 1 Introduction

---

Ecosystem services (ES) are defined as the goods and benefits that people obtain from ecosystems (De Groot et al. 2002; Burkhard et al. 2009, 2012; Ash et al. 2010; Syrbe & Grunewald 2017). More precisely, “ecosystem services are the contributions of ecosystem structure and function – in combination with other inputs – to human well-being” (Burkhard et al. 2012, p.2). The concept of ES generally articulates the importance of the biosphere to humanity in the broadest sense.

The ecosystems’ structures, processes and functions are fundamentals for the capacity of an ecosystem to provide ES (Paetzold 2010; Burkhard et al. 2010; Müller & Kroll 2011; Müller & Burkhard 2012; Kandziara et al. 2013; Hou et al. 2014; Syrbe et al. 2017; Maes et al. 2018). The functions of an ecosystem are commonly referred to as ecosystem conditions and can be indicated using ecological integrity (EI) variables (Müller & Burkhard 2012; Schneiders & Müller 2017). Even though there is a general scientific acceptance of the basic role of EI as a fundament of ES provision, there are knowledge gaps with respect to the specific interactions among the conceptions (Erhard et al. 2017; Laurila-Pant et al. 2015; Liqueste et al. 2016). Since landscape features such as climatic, soil and biological conditions are arguably co-dependent to a large degree, seeing them as an interacting network should yield a more complete understanding of the factors determining production and efficiency (see Figure 1).

We assume that by looking at ES alone, one can get an incomplete perspective only for the sustainable management concerning ecosystem efficiency and thus desirability. Therefore, the aim of this study is not only to provide a comprehensive spatial ecosystem assessment by applying a combination of multiple data sources and methodological approaches but also to shed some light on the relationships and dependencies between the assessed variables selected to represent EI and ES in the landscape context.

A sustainable utilization of ES can be facilitated by a better understanding of the complexity of landscapes. Although progress in this field has been dif-

ficult due to a historical lack of spatially explicit and statistically comparable data, modern technologies like remote sensing and probabilistic modelling open up new possibilities, which can successfully be used to quantify ecologically relevant features (Niemi & McDonald 2003; Müller & Burkhard 2012; Kandziara et al. 2013; Nielsen & Jørgensen 2013). Spatial analysis and representation (mapping) are useful to visualize natural assets and trade-offs between different interests and to promote efficient management strategies (Hou et al. 2013; Burkhard et al. 2013). Furthermore, spatial analyses can be performed in order to create additional knowledge on human-environmental interactions (Burkhard et al. 2012; Schröter et al. 2014; Burkhard & Maes 2017b).

The common drawbacks of spatial analyses are related to data scarcity, scale mismatches and multiple uncertainties concerning data aggregation, representation, integration and interpretation. The combination and aggregation of multiple data sources, converted to a common format and resolution, are highly relevant approaches to resolve the problem of data scarcity (Hou et al. 2013; 2014). Such transformations are, naturally, bound to a whole array of uncertainties. However, they gain the advantage of comparability by statistical analyses. Next to the quantification of EI and ES in the study area, mapping and spatial analysis of the variables has been key for this study. In the following sections, further information is provided on the general concepts of EI and ES.

### 1.1 Ecological integrity

The common understanding of the word “integrity” is wholeness or, an undisturbed state of being (Cambridge Dictionary 2019). In ecological terms, integrity can be understood as the proximity from a natural reference (Karr & Dudley 1981; Karr 1993; Westra et al. 2000; Andreasen et al. 2001) or as the degree of ecosystem maturity (Kay & Schneider 1992; Jørgensen et al. 2007). This study incorporates the understanding of EI as the degree of self-organization determining certain holistic system features. Since ecological systems are capable of oriented development without external influences (autopoiesis, Maturana & Varela 1998), the degree of self-organization can be used to measure and represent EI



(Schneider & Kay 1994; Müller 2005; Parrot 2010). Integrity consequently stands in a contradiction to human influences, also referred to as hemeroby (Hill et al. 2002), which usually introduces stress to ecosystems. In this fashion, Barkman et al. (2001) have defined EI as “a political target for the preservation against non-specific ecological risks, that are general disturbances of the self-organizing capacity of ecological systems” (Müller 2005, p. 283). Kay and Schneider (1992, p. 159) have argued for integrity in a similar fashion: “Integrity of an ecosystem refers to its ability to maintain its organization,” emphasizing the capacity of integer ecosystems to remain in a highly organized state despite being influenced by disturbances and gradual changes (for a definition of concepts used within this text and related concepts, see Table 1).

Frameworks on landscape-scale integrity assessments have occasionally emerged, suggesting an index of regional integrity (Slocumbe 1992; Andreasen et al. 2001; Reza & Abdullah 2011). EI variables are also good proxies to assess ecosystem conditions. They aim to maintain fundamental ecological functions and are the basis for the sustainable provision of ES (Revenge 2005; Kandziora et al. 2013; Menzel et al. 2013; European Commission 2016; Roche & Campagne 2018). Different studies define ecosystem condition as the sum of biophysical properties that support the effective capacity of an ecosystem to provide services (MEA 2005; Schröter et al. 2006; European Commission 2016; Erhard et al. 2016).

A prominent approach to assess a landscape’s ecosystem integrity is to combine different data from different methods to assemble comprehensive information about the focal socio-ecological system (Burkhard et al. 2009; Vihervaara 2010; Nedkov & Burkhard 2012). The omnipresent dilemma of data scarcity can be resolved by relying on expert knowledge and valuing different land use patterns and their potentials to support integrity and subsequent services, e.g. by using the ES matrix approach (Burkhard et al. 2010, 2012, 2014; Jacobs et al. 2015). Today, possibilities to derive EI indicators are strongly connected simulation models of ecosystems and spatial analyses of remotely sensed data (Hou et al. 2013). For instance, Fraser et al. (2005, 2009 and 2011) have used remote sensing to represent EI changes by a temporal comparison of measurements of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and fragmentation metrics in Canadian national parks. A variety of indicators quantifying patterns of vegetation surface temperature gradients have also been proposed to represent integrity (Vargas et al. 2017; for a review see Maes et al. 2011), based e.g. on the concept of Schneider & Kay (1994). Also, vegetation complexity can be quantified using remote sensing either as a representation of texture complexity (Parrott 2010) or by an assessment of patch and landscape heterogeneity (Walz 2014; for a review see Uuemaa et al. 2009).

Table 1: A summary of the different concepts used within the text and other terms related to ecological integrity.

Concept	Description	Literature source
Ecological integrity	Distance from a natural reference – relatively unaffected by human influence	Karr & Dudley 1981; Karr 1993; Westra et al. 2000
Ecosystem integrity	Ecosystem capacity to dissipate energy gradients and maintain complex organization	Kay & Schneider 1992; Müller 2005; Jørgensen et al. 2007
Ecosystem health	The overall well-being, productivity, resilience and resistance of an anthropogenic ecosystem	Rapport et al. 1998; Costanza 2012
Ecosystem condition	The capacity of an ecosystem to provide services, relative to its potential capacity arising from the ecosystem’s state	European Commission 2014, p. 78
Resilience	The capacity to retain or restore a state of organization after suffering from a disturbance	Holling 1973; Pimm 1984
Resistance	Ability to mitigate the negative effects of stress or disturbance	Millar et al. 2007; Ramsfield 2016
Biophysical structures	The architecture of an ecosystem as a result of the interactions within the system	European Commission 2014, p. 78

## 1.2 Ecosystem services

The interdisciplinary ES concept is of highly integrative nature, considering ecosystems and human-environmental interactions (MAE 2005; Daily & Madson 2008; De Groot et al. 2010; Haines-Young & Potschin-Young 2010a; Burkhard 2017; De Groot et al. 2017). ES are understood as “[...] those products and outcomes from complex ecological interrelations which are useful and necessary for human wellbeing, thus providing societal benefits” (Müller et al. 2015, p. 8). Generally, ES can be divided into three categories: provisioning, regulating and cultural ES (e.g. MEA 2005; Kandziora et al. 2013; Burkhard et al. 2014; Sohel et al. 2015; Stoll et al. 2015; Haines-Young & Potschin 2017; Schneiders & Müller 2017). Direct products, such as crops and freshwater, are defined as provisioning ES (De Groot et al. 2010; Haines-Young & Potschin-Young 2010a; Kandziora et al. 2013; Haines-Young & Potschin 2017). The benefits which people obtain from ecosystems through the regulation of natural processes are considered as regulating ES (Kandziora et al. 2013; Haines-Young & Potschin 2017). A typical example of regulating ES is pollination by insects, retention of nutrients in soils, ecosystem carbon fixation or water purification in streams. Cultural ES refer to the intangible benefits that people obtain such as non-material inspirational and educational experiences, aesthetics or recreation (De Groot et al. 2010; Kandziora et al. 2013; Haines-Young & Potschin 2017).

On the EU level, the relevance of the ES concept is embedded e.g. in the EU Biodiversity Strategy (Target 2, Action 5). Here, EU Member States are asked to map and assess their ecosystems’ states and respective services with the assistance of the European Commission (Maes et al. 2012; Teller 2017). The mapping of ES supports a variety of purposes, amongst which are the generation of knowledge in terms of ecosystem assessments, ecosystem accounting, decision support and awareness-raising (Jacobs et al. 2017). Current applications of ES mapping focus on quantitative ES valuations and accountings (Syrbe et al. 2017). The maps can be used to indicate for instance risks for the state of ecosystems, unsustainable land management and utilization of ES. In that sense, the target of this study is to assess focal aspects of sustainability of the current land management in the

study area with regard to ES utilization. Therefore, a lot of emphasis lies on the spatial assessment and mapping of relevant variables.

Within this study, we focus on the ES crop production, which falls into the category of provisioning ES. Crop production refers to the cultivation of plants and harvests of these plants on agricultural fields and pastures, which are used for human nutrition, as fodder or for the generation of energy.

Besides, ES can be investigated based on *potentials*, *flows* and *demands*. The *potentials* of an ES describe the hypothetical maximum yield of the selected ES (Burkhard et al. 2014). On the other hand, the *flow* refers to the actually utilized ES (Syrbe et al. 2017). An aspect that is highly interesting and worthwhile of assessing is the spatial mismatch between ES *potential* and actual ES *flow* (Guerra et al. 2017). The ES *demand* is independent of ES supply (*potential* and *flow*) and is driven by the consumers’ benefits, utilities or welfare (Villamagna et al. 2013; Burkhard et al. 2014; Brander & Crossman 2017). The *demand* is temporally and spatially dependent and directs the ES *flow*. This means, in case there is no demand for a certain service, there will be no ES *flow*. Also, situations of unmet demand can occur, i.e. if the demand for a certain ES is higher than the ES *flow* (Syrbe et al. 2017; Dang et al. 2018).

Figure 1, which is based upon the cascade model after Haines-Young and Potschin (2010b), demonstrates the relations between the items outlined above. Ecosystems and biodiversity are characterized by biophysical structures, processes and functions. The structures and processes can be bundled into certain functions and functional groups. Those functions are the fundamentals of ES *potentials*. They can be turned into ES *flows* if they are activated and if they contribute to human well-being. In that case, they are featured by certain values, which demonstrate the relative significance of the services. Benefits and values jointly are the basic components of the demands for ES. The social-economic system may introduce changes with respect to the utilization of ES and management. These activities can influence the *potentials* for future delivery of services. In the case of unsustainable resource utilization, the chances are high that future *potentials* will be reduced.

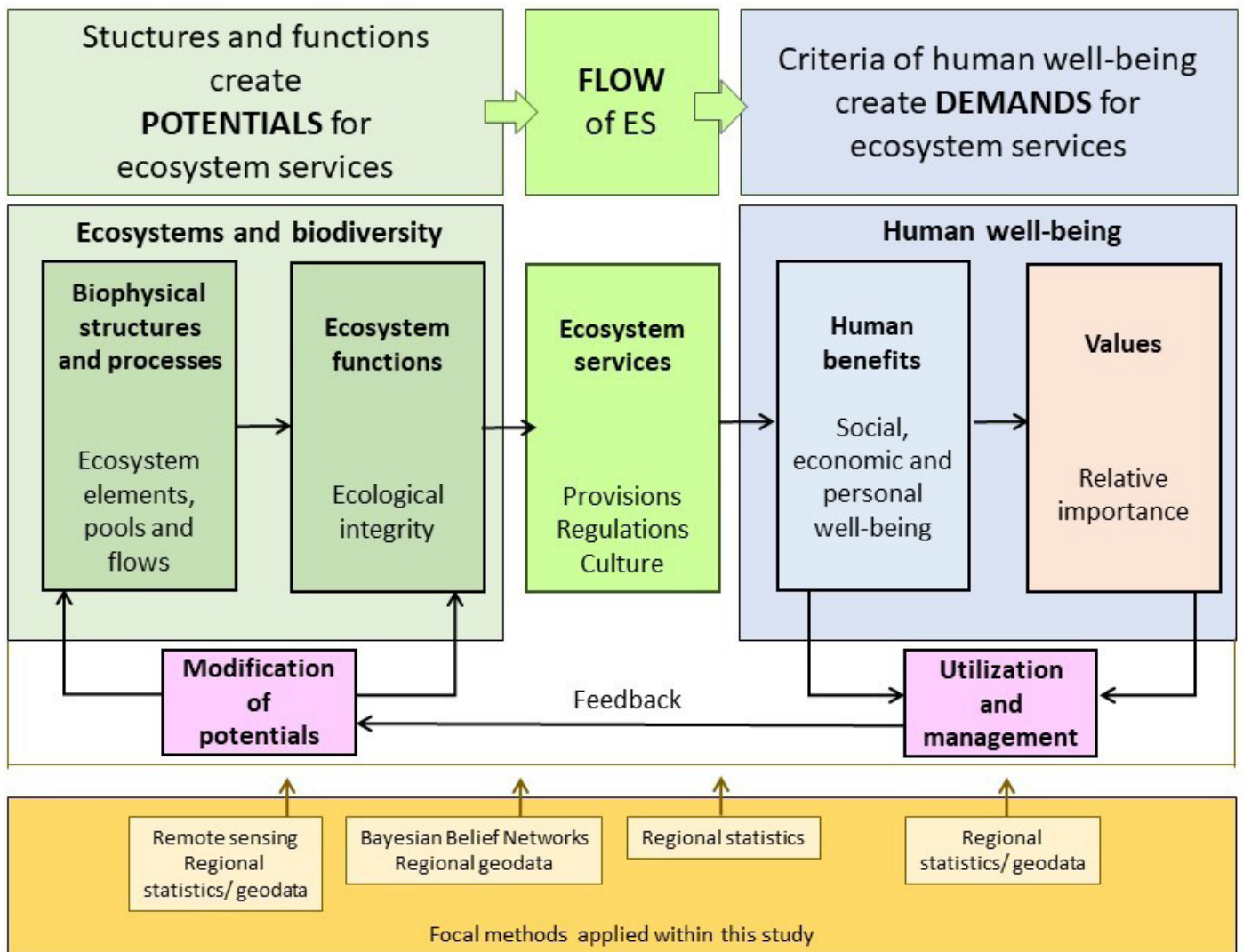


Figure 1: A schematic representation of the different components and feedback loops, which are interacting in the landscape system (based on the cascade model of Haines-Young and Potschin 2010b). Focal methods used for representing each component are listed in the lower part of the figure.

### 1.3 Aim of the study

We assume that ES emerge at the interface between cultural and natural elements of a landscape and that they are therefore important drivers of landscape organization. Thus, it is important to represent both the EI and ES in a comparable format, in order to provide comprehensive information for current management. Input data sources have to be employed and properly modified realizing the relevant uncertainties (Hou et al. 2013), which can emerge from representing and aggregating landscape features. We aim at providing an extended interpretation of how EI relates to the production of ES in the context of variable human land management and agricultural practices.

Based on literature research and with respect to the omnipresent issue of data availability, six variables representing six holistic indicators of EI have been chosen. These are exergy capture, entropy production, abiotic heterogeneity, biotic water flows, storage capacity and reduction of nutrient loss. The selected indicators used to represent the EI variables (see Table 1 and 2) are following approaches proposed by Schneider & Kay (1994), Müller (2005), Maes et al. (2011) and Kandziora et al. (2013).

The objective of the study is to deliver an integrative ecosystem assessment in landscape context. The study focuses on the evaluation of EI as a base for the capacity of the study area to provide the ES crop production. We have selected the German federal state Schleswig-Holstein as a focal case study area,

Table 2: Description of the six selected indicators of EI used within this study.

Indicator	Description
Exergy capture	The amount of solar energy absorbed by vegetation during photosynthesis.
Biotic water flows	The volume of water transported within an ecosystem, e.g. during transpiration. Higher flows indicate active hydrological conditions as well as efficient ecosystem metabolism.
Entropy production	The amount of photosynthetic energy, which is consumed and released as heat (entropy) during biotic respiration. High respiration is a sign of high maintenance costs and can indicate either ecosystem maturity or disturbance.
Abiotic heterogeneity	The degree of unevenness of an ecosystem, which is an indication of self-organisation. Anthropogenic land management tends to promote homogenization while during natural succession, a diversity of patterns and niches emerges in cohesion with biodiversity.
Storage capacity	The amount of exergy stored within organic compounds in soils and biomass. In soils, storage capacity affects the general fertility, water and nutrient retention capacity as well as biodiversity.
Reduction of nutrient loss	The capacity of an ecosystem to retain and recycle nutrients. Disrupted ecosystems can be indicated by higher nutrient leakage at the outflow.

because of regional knowledge and as it presents a well delineated gradient of both geomorphological as well as management conditions. Therefore, the study area is suitable to test the EI/ES relation under different conditions. Multiple methodological approaches are applied in order to assess and map the different EI variables and the crop production ES *potential* and *flow*. Subsequently, the spatial distributions of the different variables are compared and interpreted with respect to the characteristics of the main landscape types within the study area.

In order to reach these objectives, the following research questions have been formulated:

- I. Does the spatial distribution of the assessed EI variables reveal a distinct regional pattern?
- II. Does the spatial distribution of the ES crop production reveal a distinct regional pattern?
- III. What is the relation between the assessed EI variables and the crop production ES *potential* and *flow*?
- IV. How is the EI/ES relation manifested in croplands, grasslands and forests of the three main landscape regions of Schleswig-Holstein?
- V. Does the temporal distribution of the assessed EI variables reveal a distinct regional pattern with respect to croplands, grasslands and forests?

Section 2.1 introduces the study area. In section 2.2, the methodological approaches and input data sets are enumerated. In the third section, the results of the assessment of the relationships between EI and

ES are presented from three perspectives: the general performance of SH in terms of EI and ES (Section 3.1), a special focus on maize cultivation (Section 3.2) and a comparison between three different land-use types (croplands, grasslands and forests, Section 3.3). Based on these findings, some general conclusions are drawn in Section 4 concerning landscape-related land management aiming to reduce the negative impacts caused by conventional agricultural practices. The research questions outlined above are revised and answered in section 5.

## 2 Materials and methods

### 2.1 Study area

The study area, Schleswig-Holstein (SH), is the northernmost federal state of Germany, surrounded by the North Sea to the West and the Baltic Sea to the East (Figure 2). Due to this position, the study area is featured by maritime and humid climatic conditions. The annual averages of the mean temperature and precipitation are around 8°C and 840 mm, respectively (Climate Data Center 2018). The spatial extent of the study area is approximately 15'802 km<sup>2</sup> (German Federal Statistical Office 2018). Arable land and pastures are predominant land use types (Figure 2b).

The study area can be subdivided into three main landscape regions (Stewig 1982; Bähr & Kortum 1987): Hügelland, Geest and Marsch (Figure 2). The different characteristics of the three regions can

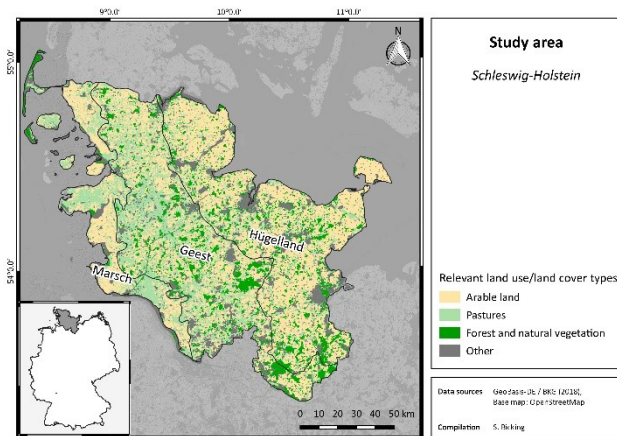


Figure 2: Overview of the study area incl. distribution of dominant land use/ land cover types based upon CORINE 2012 (BKG 2019). The lines indicate the borders of the main landscape regions.

be attributed to the geological development of the area, during the Pleistocene and Holocene periods. Hügelland and Geest originate from the Pleistocene, whereas the Marsch dates back to the Holocene and is thus the youngest of the three landscape regions (Stewig 1982; Hoffmann 2004). The differences between Geest and Hügelland arise from the varying expansions of the last two glaciations during the Pleistocene (Schott 1956; Stewig 1982). The Saalian glaciers covered both the Geest and the Hügelland. During the younger Weichselian glaciation, only the Eastern part of the study area was covered by the glaciers. The rolling hills of the Hügelland as well as the fertile soils, several lakes and embayments are remains from the impact of the Weichselian glaciation on the landscape (Schott 1956; Stewig 1982; Bähr & Kortum 1987). Contrary to that, during this period, Geest served as outwash plains of the glacial melting waters. As a result, the old moraines from the Saalian glaciation were extensively degraded. Today, the area of the Geest is characterized by rather poor, sandy soils (Schott 1956; Bähr & Kortum 1987) and due to the erosion by only little relief. The Marsch is located along the North Sea coast and originates from post-glacial processes as sea level rise and deposition of tidal, fluvial and organic sediments (LLUR 2012). It is a low lying area (LLUR 2012), characterized by fertile soils, where drainage predominates the landscape (Hoffmann 2004).

## 2.2 Methodological approaches used in the study

Three methods based on remote sensing, regional statistics and geodata and Bayesian Belief Networks have been employed in this section to deliver spatially comparable information on EI, ecosystem service *flows*, *potentials* and management. Firstly, we have used a data set on soil fertility and a probabilistic inference model integrated into a Bayesian Belief Network to estimate the likelihood of high crop production based on information on soil and climatic conditions. The modelled *potential* data sets serve as reference information on the hypothetical crop production, which would be obtained if the system would be mainly dependent on abiotic factors (section 2.2.1). Secondly, the contribution of biotic factors to ecosystem processes in SH were explored as EI using remote sensing and official regional data, such as statistics. The results serve as measured biotic potentials, represented as the capacities to bind solar energy in photosynthesis, capture it during evapotranspiration to drive vertical water flows, metabolize it efficiently, convert it into biomass and store it in soil (section 2.2.2). Thirdly, actual *flows* of the focal provisioning services were calculated based on the official regional statistics (section 2.2.3).

Since the analysis has mostly been executed focusing on specific land-use management types, it is necessary to delineate the exact meaning of the terms which are used as reference to land-use types defined within the CORINE Land Cover (CORINE LC) nomenclature. We use the terms “arable lands” or “croplands” to represent the CORINE LC class 211: Non-irrigated arable lands (excluding other types of agriculture like agroforestry, orchards, etc.) and the terms “grasslands” or “pastures,” by which we refer to the class 231: Pastures. The CORINE LC class “forests” is referring to a merged group of three classes: 311: Broad-leaved forest, 312: Coniferous forest and 313: Mixed forest.

### 2.2.1 Bayesian belief network applications

Bayesian Belief Networks (BBN) are based on Bayes’s theorem (Bayes 1763) and represent posterior probabilities of output nodes under the changes in related input nodes (Ellison 2004). Adapted from various former BBN approaches (Dang et al. 2018; Ellison 2004; Kragt 2009; Kruschke 2014; Poppenborg &

Koellner 2014), the authors have developed a new BBN that distinguishes abiotic variables, ecosystem functions and the crop production ES *potential* (shown in Appendix 1). The network is developed to predict the suitability of agricultural regions based on the Bayesian probability approach under changes in abiotic factors. The crop types integrated into this network include barley, oat, potatoes, rye, maslin, silage maize, sugar, triticale, winter canola and winter wheat. Other crops have been excluded due to data unavailability. The structure of this network has been developed based on the conceptual framework of ES (Burkhard et al. 2014) and is included in Appendix A1. Accordingly, the three types of ecosystem functions identified in croplands to assess the *potential* of crop production include photosynthesis potential, nutrient availability (in soil) and water availability (soil moisture). The natural sources of these ecosystem functions are estimated from abiotic factors (such as soil radiation, temperature, soil texture, erosion etc.). A description of the respective environmental data sets can be found in Appendix 2.

In the developed BBN, three main components of Bayes' rule were integrated including the prior probability of input and output nodes, and conditional probability tables (CPTs). Lastly, the network was used to run approximately 1100 cases corresponding to the municipalities in Schleswig-Holstein before mapping the crop production *potential*.

### 2.2.2 Remote sensing procedures

Remote sensing measurements were taken from Landsat 8 TIRS (USGS 2019), Sentinel-2 MSI (ESA 2019) and MODIS (NASA 2019). The instruments, used within this study to derive representative vari-

ables and their respective ecological integrity indicators, are summarised in Table 3.

Landsat 8 senses both multispectral and thermal images at moderate resolutions (30 and 100 m) and provides complementary information to Sentinel-2 with respect to vegetation performances (Roy et al. 2014; Castaldi et al. 2016; van der Werff & van der Meer 2016; Chrysafis et al. 2017). Since Sentinel-2 measures reflect light with a higher resolution (10, 20 and 60 m), sensitivity and temporal frequency, multispectral products were selected from Sentinel-2 instead of Landsat 8. Landsat 8 nevertheless, served to provide a vital measure of Land Surface Temperature (LST), which is missing in Sentinel-2. Photosynthetic productivity and respiration were obtained from MODIS in the lowest spatial (1 km) and highest temporal (8-day composites) resolution.

#### 2.2.2.1 Indicating biotic water flows

Evapotranspiration, measured as the difference between reference vegetation surface temperature and bare soil temperature, represents the amount of water that is moved in plant stems (thus linked with the indicator "biotic water flows") and solar energy used to evaporate the water from leaves. The intensity of evapotranspiration relates to the efficiency and intensity of the whole ecosystem metabolism and is thus of major importance for EI assessments (Schneider & Kay 1994).

An estimate of biotic water flows was derived from the Thermal InfraRed Sensor (TIRS) instrument, which can be used to estimate Land Surface Temperature (LST). Water evaporation consumes heat energy reducing the surface temperature around the leaves, thus the more water is lost by transpiration

Table 3: Indicators, respective units, resolutions and instruments derived from remote sensing data to deliver representations of selected EI variables.

No.	EI variable	Indicator	Unit	Resolution	Satellite
1	Biotic water flows	Temperature difference (TD)	[°C]	30 m (100 m)	Landsat 8
2	Exergy capture	Normalized Diff. Vegetation Index (NDVI)	[-]	10 m	Sentinel-2
3	Abiotic heterogeneity	Edge density (ED)	[-]	10 m	Sentinel-2
4	Entropy export	Metabolic respiration	$\frac{g\ C}{m^2\ y^1}$	1 km	MODIS (MOD17)
5	Net primary production	Net primary production	$\frac{g\ C}{m^2\ y^1}$	1 km	MODIS (MOD17)

(higher biotic water flow) from vegetation the cooler it appears using a thermal sensor. The respective band 10, containing thermal information, was recalculated from spectral radiance into At-Satellite Brightness Temperature (see Equation 2) and used for further transformations. The respective equation for the At-satellite brightness temperature calculation is Eq. (2):

$$BT[^\circ\text{C}] = \frac{K_2}{\ln \frac{K_1}{(L\lambda + 1)}} - 273.15, \quad (2)$$

where: BT is the At-satellite brightness temperature ( $^\circ\text{C}$ ),  $L\lambda$  ( $\frac{\text{Watts}}{\text{m}^2 \cdot \text{srad} \cdot \mu\text{m}}$ ) is the Top of Atmosphere (TOA) spectral radiance,  $K_1$  and  $K_2$  are the band-specific thermal conversion constants from the meta-data (Xiao et al. 2007; Jeevalakshmi et al. 2017).

The BT layer contains information on the absolute land surface temperature in a given measurement. Our aim was to separate the temperature reduction capacity of vegetation to represent the integrity indicator biotic water flows, for which a simple mathematical transformation was applied. The transformation converts the absolute surface temperature in  $^\circ\text{C}$  into a temperature range, where  $TD = 0$  equals the minimum (95% percentile to downweigh outliers) land surface temperature obtained and  $TD = \text{max}$  represents the highest measured temperature in a single measurement. The procedure is expressed in Eq. (3):

$$TD[^\circ\text{C}] = (-BT) + (95\% \text{ percentile } BT), \quad (3)$$

where TD is the parameter temperature difference, representing the temperature gradient created by vegetation in comparison to bare soil, and BT is the measured land surface temperature.

#### 2.2.2.2 Indicating exergy capture

Exergy capture is the capacity of vegetation to capture solar radiation, and it was previously suggested to be readily measured as NDVI (Kandziora et al. 2013). NDVI is a (-1, 1) normalized ratio between the reflected light in the red (RED) and near-infrared (NIR) part of the light spectrum (Eq. 1; Xu et al. 2012). In the most general way, it represents the "greenness" of the vegetated surface or the fraction

of red light absorbed by chlorophyll. Both parameters were obtained from band 4 and band 8 of the Sentinel-2 data. Equation 4 describes the calculation of NDVI from Sentinel-2, Eq. (4):

$$NDVI[-] = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \text{ or } \frac{\text{Band } 8 - \text{Band } 4}{\text{Band } 8 + \text{Band } 4}, \quad (4)$$

where NDVI is the Normalized Difference Vegetation Index, NIR is the reflectance in Near-Infrared and RED means reflectance in red part of the visible spectrum.

#### 2.2.2.3 Indicating abiotic heterogeneity

In this study, the ecosystem abiotic heterogeneity index is quantified based upon the unevenness of the distribution of values within a raster data layer. The calculation was designed to represent vegetation surface complexity of natural areas like forests, in contrast to typically homogeneous agricultural areas. The heterogeneity variable quantifies the complexity of vegetation, which is closely related to the capacity to self-organize and provide habitat features for biodiversity. Therefore it is closely related to EI (Parrot 2010).

The abiotic heterogeneity was quantified as edge density and has been produced in the Sentinel Application Platform (SNAP by ESA) using the Diagonal Compass Edge Detector (DCED) filter algorithm. The general approach of calculating the image heterogeneity using edge detection is reviewed in Bakker et al. (2002), who suggest the usage of a multidirectional (diagonal) edge detector to account for the variability of image texture characteristics of landscapes. The filter, which is integrated within the SNAP software, applies a predefined operation on a selected raster, which in this case quantifies the presence of edges (steep gradients). In the case of homogeneous surfaces, the respective cells received the value 0 while heterogeneous surfaces received positive or negative values, based on the orientation of the gradient. Images from the Sentinel-2 bands 4 and 8 were used in the process (reflectance in red part of the visible spectrum and near-infrared, respectively). Non-vegetated<sup>1</sup> surface reflectance measurements were similar in bands 4 and 8, while

<sup>1</sup> Meaning mostly urban and harvested lands, since water was not accounted for. Also accounts for natural surfaces such as beaches, bare rocks and mountains.

vegetated surface reflectance differed considerably. As healthy vegetation absorbs radiation in the red part of the spectrum (band 4), while it reflects most of the radiation in NIR (band 8) it is possible to inhibit non-vegetated surfaces by using an appropriate equation (the principle of NDVI calculation). We have decided to transform the images by DCED filtering and to perform the calculation with edge densities to further reduce the effect of the differences concerning the reflectances in both bands (we were working with image complexity rather than reflectance, see Eq. 5). This procedure pronounces the edge density of vegetation only, therefore the resulting parameter can be considered as vegetation surface edge density. The conversion to positive values served to remove the factor representing orientation of the edge (represented as either + and -) as we were only interested in absolute values of edges. The product images were further processed by converting all values to absolute (positive) values. They were square-root transformed to obtain a near-normal data distribution (normality not tested). The calculation is represented in Eq. (5):

$$HG[-] = (\sqrt{|DCED(NIR) - DCED(RED)|}), \quad (5)$$

where HG is the variable vegetation surface heterogeneity, DCED is the diagonal compass edge detector filter, NIR is the reflectance in the near-infrared and RED is the reflectance in the red part of the visible spectrum.

#### 2.2.2.4 Indicating primary production and entropy export

Gross and net primary production (GPP, NPP respectively) are important parameters estimating the amount of solar energy, which is captured during photosynthesis and the proportion of it, which is stored in biomass (NPP). MODIS delivers data for further processing by a model calculation (exact name MOD17), which offers two parameters representing GPP and NPP (Zhao et al. 2005). The amount of respired energy was obtained for this study by substituting NPP from GPP in the year 2016, following Eq. (6):

$$\text{Respiration} \left[ \frac{\text{g C}}{\text{m}^2 \text{ y}^{-1}} \right] = (\text{NPP} - \text{GPP}), \quad (6)$$

where NPP is net primary production and GPP is gross primary production.

#### 2.2.2.5 Aggregation and image processing

Individual images of SH, obtained from remote sensing data sets, available on the different respective geoportals, were selected for the year 2016. Only relevant land-use types were considered during the analysis. These coincide with the dominant land-use types in the study area: croplands, grasslands and forests. The spatial distribution and extent of the land-use types were derived from the European 2012 CORINE land cover data set. All respective raster layers were clipped and the sea and water surfaces were removed prior to the analysis since the approach is based on terrestrial vegetation only.

The resulting data sets were sampled on the municipality level (1176 units) to meet the criteria for comparability with other data sets, mainly for data from the regional statistics. An exception are the results of the analysis presented in section 3.3, which were sampled using the three CORINE 2012 classes, croplands (non-irrigated arable land), grasslands (pastures) and forests. The sampling was done using a zonal statistics tool for QGIS (QGIS Zonal statistics plugin 2019), which enables the calculation of several statistical parameters, in our case the median value from the extent of the individual municipality polygon for each raster. Thus, median values were obtained for each variable and each measurement, aggregated on the municipality level and were further processed as Excel spreadsheets.

The 8-day calculations of net primary production (NPP) and respiration from MOD17 were first summed into monthly composites and further summed up for the whole year. The remaining variables, normalized difference vegetation index (NDVI), temperature difference (TD) and texture heterogeneity (HG) were summed up across the year 2016 using the area under curve (AUC) calculation. The AUC corresponds to the volume of space under a given time curve (summation of squares between each measurement point in the respective time period); the calculation is expressed in Eq. (7):

$$\text{AUC}_t = \left( \frac{y_{t+1} + y_t}{2} \right) * (x_{t+1} - x_t), \quad (7)$$



where  $AUC_t$  is the area under curve in time  $t$ , calculated as the average of two subsequent measured values  $y$  in time  $t$  and  $t + 1$ , multiplied by the number of days between the two respective measurements  $x$ . Equation (8) further describes the total AUC calculation for the whole vegetation period, which is calculated as summation of the individual AUCs.

$$AUC = \sum_{t=0}^n AUC_t + AUC_{t+1} + \dots + AUC_{t+n}, \quad (8)$$

### 2.2.3 Official regional data utilization

Data provided by official institutions such as the Statistical Agency North (2010) and the LLUR (2011) were also consulted for this study. Table 4 gives an overview of all parameters of EI and ES that have been generated based upon these data sources.

Primarily, the agricultural census from 2010 (Statistical Agency North 2010) served as data source for the quantification of several EI and ES indicators. In particular, the agricultural census (Statistical Agency North 2010) served as the base of information on the spatial extent (in ha) of arable land and pastures as well as the cultivated crop types at the scale of municipalities. Average values on the harvests (in dt/(ha\*a)) of the different crop types were available at the scale of counties or the federal state of Schleswig-Holstein (Statistical Agency North 2010). This information has been processed in order to deliver the indicator for the crop production ES *flow*. In addition, the harvest of silage maize has been quantified and mapped. The plant residuals (in dt/(ha\*a)) left to decompose on the field after harvest have been estimated as an indicator for the EI variable storage capacity. We assume that when more plant residues

are left to be decomposed, there will be more organic matter and energy available for soil life to incorporate and create soil structures, which are fundamental for holding water and nutrients. The residuals commonly consist of the root biomass and further biomass from secondary products (e.g. straw) which remain on the field after harvest. The residual management was assumed to be crop dependent and identical throughout the whole study area. The residuals have been calculated based upon the statistical information on the cultivation from the agricultural census 2010 (Statistical Agency North 2010), average values on the products, secondary products and root biomass (Louis Bolk Instituut 2009) and average residual management values for the different assessed crop types including grasslands.

As some data entries at the scale of the municipalities are missing in the regional statistics due to the data privacy law, the information at the scale of municipalities has been compared to the information provided at the scale of counties. The calculated differences have been allocated to the municipalities with data gaps. The relative spatial extent of arable land and pastures within the affected municipalities served as the weighting factor for the allocations. Next to these statistical data sets, spatial data on soil functions provided by the LLUR (2011) have been consulted, focusing on information on the nitrate leaching potential and soil fertility in the federal state. The LLUR (2011) calculated the nitrate leaching potential and soil fertility mainly based upon soil properties and climatic conditions. These data sets were defined as the indicators for the EI reduction of nutrient loss and ES crop production *potentials*,

Table 4: Indicators, respective units and data sources of selected EI and ES variables.

No.	EI/ES variable	Indicator	Unit	Source
6	Reduction of nutrient loss (EI)	Nitrate leaching potential	Relative scale from 0 to 100	LLUR (2011)
7	Storage capacity (EI)	Residuals on crop- and grassland	dt/(ha*a)	Agricultural Census (Statistical Agency North 2010)
8	Crop production (ES <i>potential</i> )	Soil fertility	Relative scale from 0 to 100	LLUR (2011)
9	Crop production (ES <i>flow</i> )	Yield from crop- and grassland	dt/(ha*a)	Agricultural Census (Statistical Agency North 2010)
10	Silage maize production (part of ES <i>flow</i> )	Biomass production through silage maize cultivation	dt/(ha*a)	Agricultural Census (Statistical Agency North 2010)

respectively. As outlined in the introduction, the EI reduction of nutrient loss describes the ecosystems' capacities to recycle and especially retain nutrients.

#### 2.2.4 Data aggregation and statistical analysis

All data sources were selected based on the criteria of good comparability. Therefore, the data were preferably chosen from the same period (2016 for remote sensing and 2010 in case of official statistics) and comparable resolutions. The common scale of aggregation for all data was the level of municipalities (1106 municipalities). Some of them have been excluded from the analysis, as a consequence of data consistency and data availability. Besides, the urban areas of Flensburg, Kiel, Lübeck and Neumünster have been neglected from the assessment due to their disparities compared to the rural areas.

The variables were statistically assessed, focussing on correlation analysis, using the software R. The target was identifying correlations that indicate co-dependencies between the investigated variables. The correlation method used was Spearman's rank correlation. The correlation analysis covered all relevant variables and data sets in a particular case. These include the already described variables representing EI, ES *potentials* and *flows*, while four types of analysis were performed: one for croplands, grasslands and forests as a whole, and three more for the individual land-use classes.

The results in Section 3.3 have been produced with the CORINE 2012 land cover data, which was used to sample values for three land-use types: croplands (non-irrigated arable lands), grasslands (pastures) and forests. The sampled median values for each polygon served to construct graphical representations of temporal developments of the three EI indicators exergy capture, biotic water flows and entropy export (Fig. 10). The measured points in time have been interpolated using third-order polynomial functions in Excel to enable the identification of seasonal trends (Eq. 9):

$$y = ax^3 + bx^2 + cx + d \quad (9)$$

## 3 Results

The results section is divided into four sub-sections, where the first one (section 3.1) gives an overall perspective of SH via the selected variables in all three relevant land-use types. The remaining specific storylines, which are related to the research sub-questions introduced above: In section 3.2, the focus lies on the relation between EI and ES *flows* and *potentials* in arable lands including the specific role of silage maize cultivation in SH. Another storyline (section 3.3) compares the seasonal development of three selected EI variables in croplands and grasslands within the three landscape regions of SH.

### 3.1 General EI and ES assessment

In the following section, the spatial distributions of the assessed EI variables and the crop production ES *potentials* and *flows* are presented as maps and are statistically compared at the municipality level.

#### 3.1.1 Ecological integrity variables

In Figures 3, 4 and 5 the spatial distributions of the assessed EI variable are presented. Their spatial patterns approximately coincide with the borders of the three main landscape regions. From an integrative point of view, the central part of the study area - Geest - received, with some exceptions, lower values in terms of EI compared to the other two regions (Figure 3 and Figure 4). One exception is exergy capture, which received highest values in the area of the Geest. Besides, in terms of NPP, the three regions deliver rather similar results. Thus, despite a relatively high level of photosynthetic potential in the area of the Geest, the resulting NPP is equivalent to areas with average exergy capture. The missing piece to the story seems to be respiration, which also culminates in the Geest. At first glance, it is evident that a greater part of the potential photosynthesis, which takes place in the Geest, is being inefficiently conserved within the system and is released as entropy.

Further assessed variables, such as biotic water flows, reduction of nutrient loss and storage capacity, show similar trends according to the spatial distribution of the main landscape region. Whereby, the area of the Geest performs the worst (Figure 4).

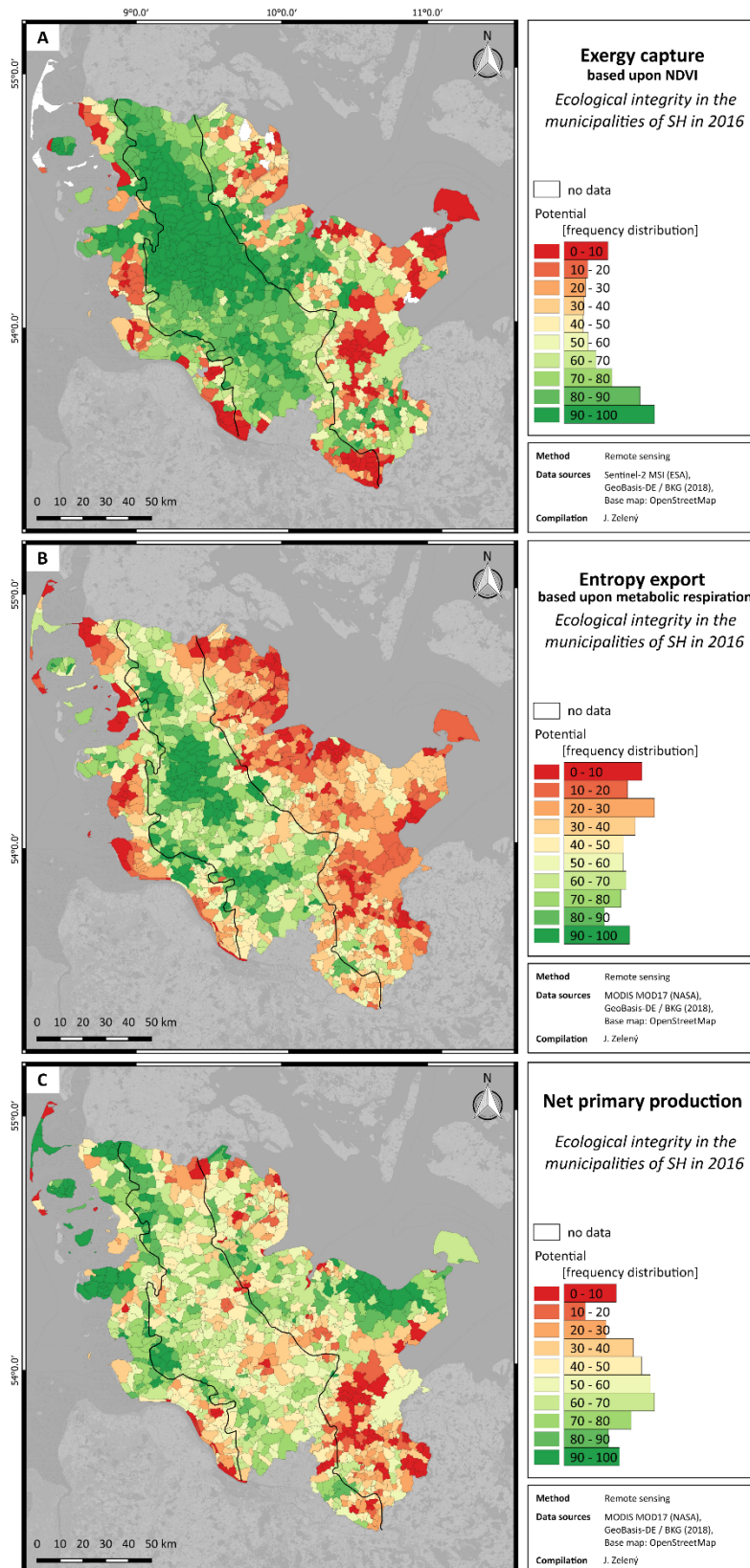


Figure 3: EI variables in the municipalities of SH in 2016: A) exergy capture (based upon calculated NDVI), B) entropy export (based upon calculated respiration) and C) net primary production. The lines indicate the borders of the main landscape regions.

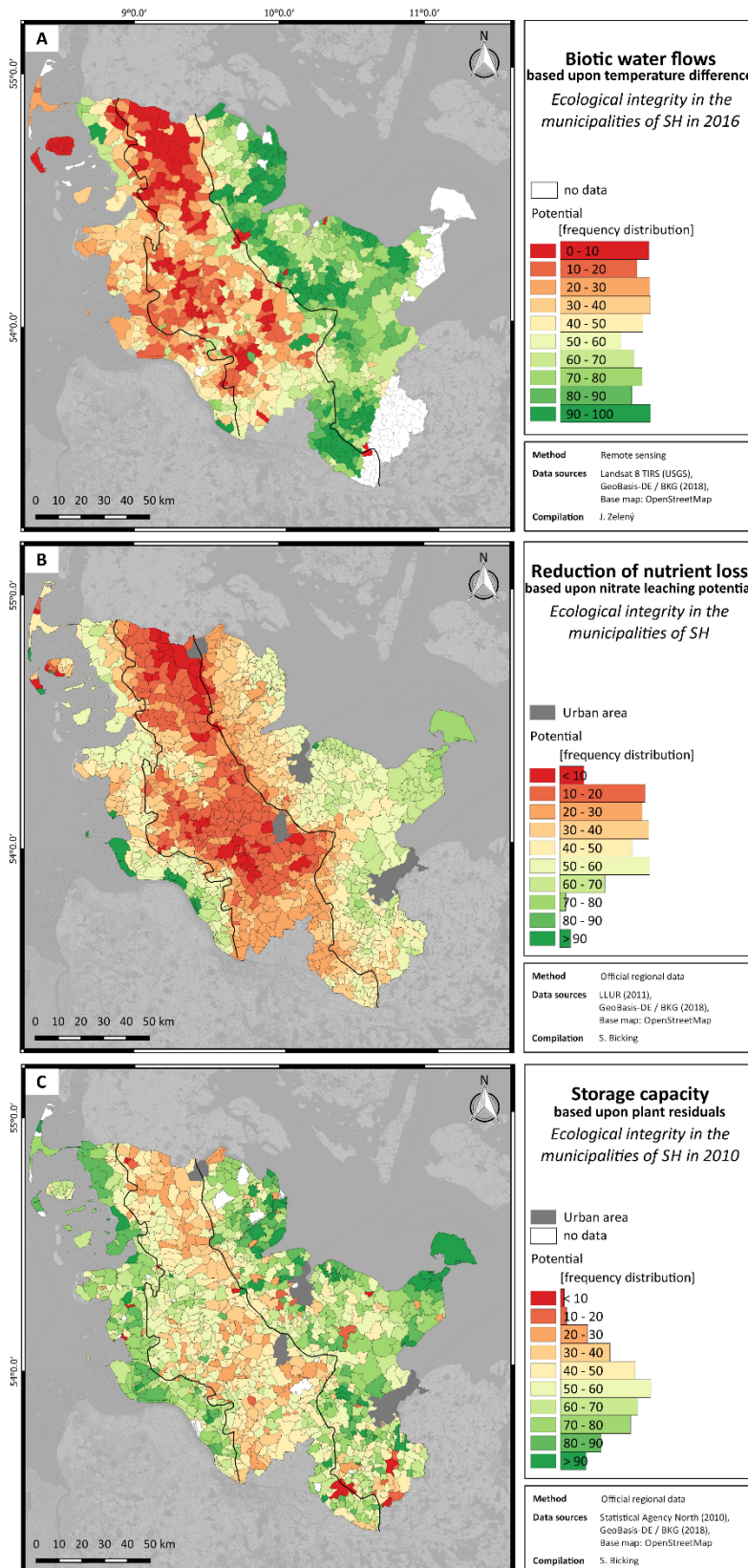


Figure 4: EI variables in the municipalities of SH: A) biotic water flows (based upon calculated temperature difference) in 2016, B) reduction of nutrient loss (based upon nitrate leaching potential) and C) storage capacity (based upon estimated plant residuals) in 2010. The lines indicate the borders of the main landscape regions.

The EI variable biotic water flows shows a sharp distinction between the eastern coast with fairly high values and the western coast with moderate to low values. Lowest potentials for biotic water flows can be found in the center of SH, most notably in the northern part of the Geest.

The storage capacity, the estimated potential to support soil structure, is considerably low in the Geest in comparison to the coastal areas, which scored highest values (Figure 4). Besides storage capacity, the Geest comprises remarkably poor conditions to retain nutrients (reduction of nutrient loss, Figure 4). Whereas the area of the Hügelland features on average highest potentials concerning the reduction of nutrient loss.

Another variable, which received high values in the area of the Geest alongside exergy capture, is abiotic heterogeneity (Figure 5). This spatial feature originates from the historical land management and distinct land ownerships in the study area, which caused smaller and more fragmented fields in the Geest in comparison to the Marsch and Hügelland areas, which are far more homogeneous.

To sum up, the Geest area is featured by the highest photosynthetic potentials and respiration rates and high abiotic heterogeneity, while all remaining EI variables score lowest compared to the other two landscape regions. The assessment indicates, that the Marsch and Hügelland have a lower level of exer-

gy capture compared to the Geest, the resulting net primary production is nevertheless, virtually equal in all three regions.

### 3.1.2 Provisioning ecosystem service variables

The spatial distribution of the crop production ES *potential* in Schleswig-Holstein (see Figure 6A) was mapped based on a Bayesian Belief Network (BBN) shown in Appendix 1 and based upon the soil fertility of the study area (see Figure 6B). Even though specific differences arise comparing the two crop production ES *potential* maps, the spatial distribution of the ES *potentials* does, in both maps, roughly follow the geomorphological characteristics of the areas. The Marsch region is characterized by the highest ES *potentials*, followed by the Hügelland. The lowest crop production *potential* can be found in the Geest area. This spatial pattern is strongly influenced by soil properties and other abiotic landscape parameters. The sandy and rather infertile soils of the Geest are featured by lower capacities to retain water and nutrients, which makes the area less favorable for agricultural purposes. Within the BBN outcome map, some red spots with very low *potentials* for crops are related to big forests in the South, semi-terrestrial, artificial lagoon areas at the North Sea coast and the dune areas on the islands. The spatial pattern of the crop production ES *potential* based upon the soil fertility follows the distribution of the three main landscape regions more extremely. Contrary to the ES

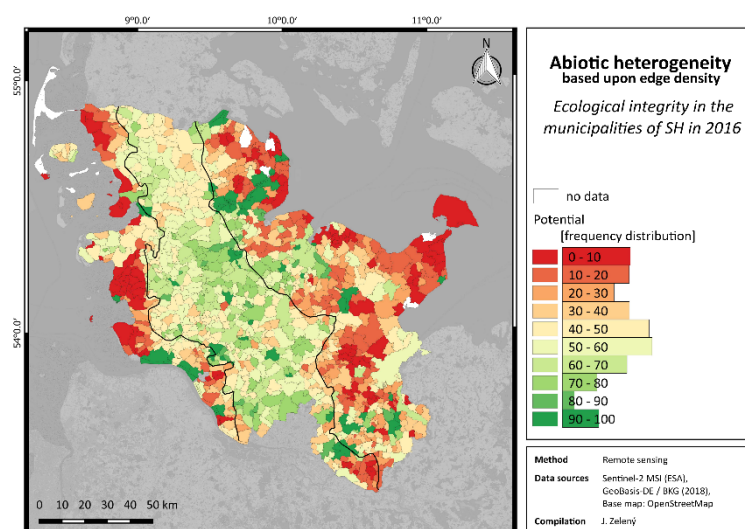


Figure 5: EI variable abiotic heterogeneity (based upon calculated edge density) in the municipalities of SH in 2016. The lines indicate the borders of the main landscape regions.

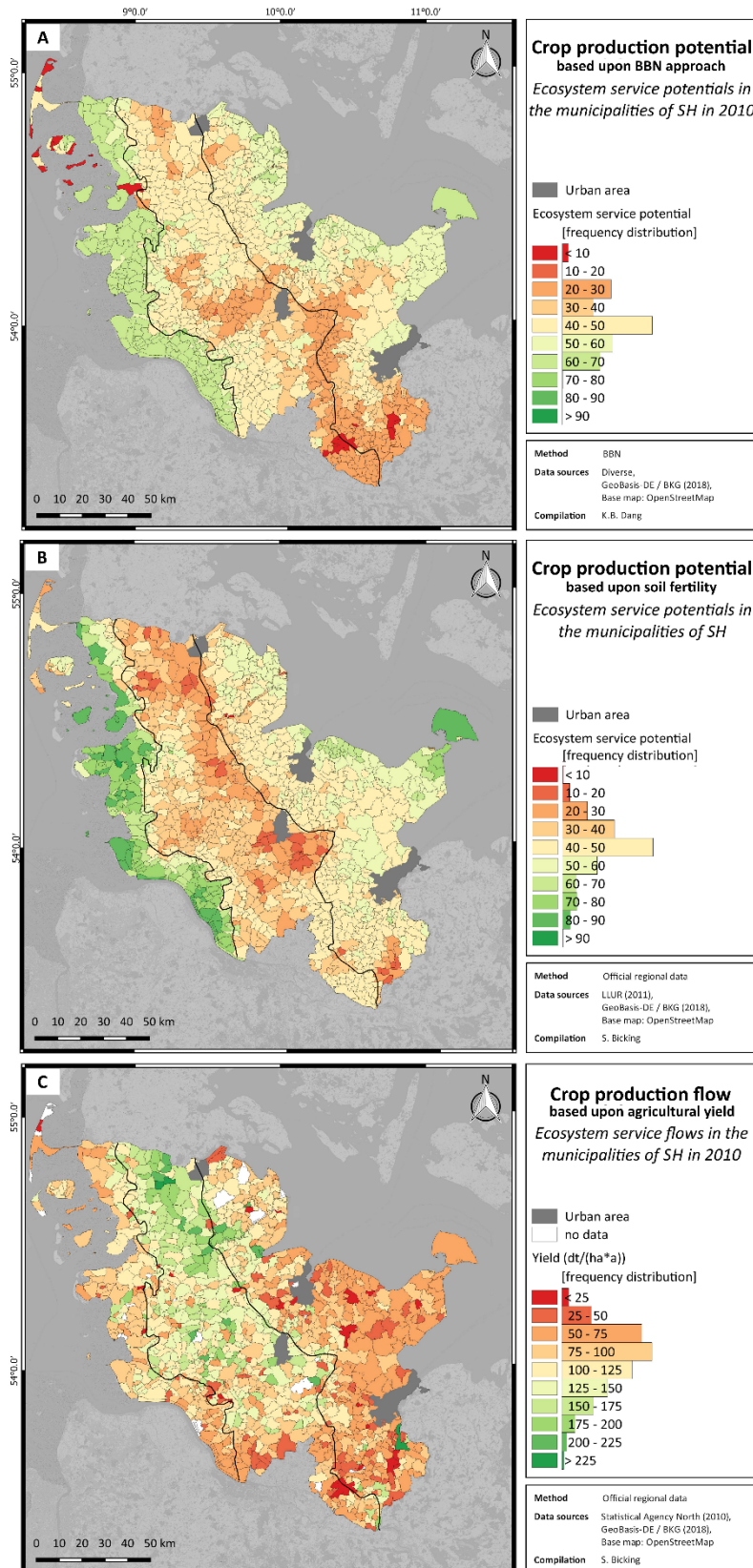


Figure 6: Crop production ecosystem service: A) *Potential* derived by BBN assessment (see Appendix A1), B) *potential* based upon soil fertility and C) *flow* based upon agricultural census. The lines indicate the borders of the main landscape regions.

potentials, the crop production ES flow (Figure 6B), which is indicated by the actual harvest values in the municipalities, scores highest in the Geest area. The Marsch is characterized by medium ES flow values and the Hügelland area exhibits the lowest ES flows.

### 3.1.3 Statistical interrelations between variables

The correlation analysis between the assessed EI variables and crop production ES potential and flow support the findings outlined in Fig. 7. There is a significant positive relation between the EI variables biotic water flows, reduction of nutrient loss, storage capacity and the crop production ES potential. The crop production ES flow is positively correlated with the EI variables exergy capture and entropy production. On the other hand, the crop production ES flow and the EI parameter exergy capture are negatively related to the other integrity parameters like biotic water flows and reduction of nutrient loss and the ES potential parameter soil fertility. This means, that in fact the highest actual crop production and photosynthesis are taking place in conditions, which are unfavorable with respect to the soil nutrient and

water retention potentials as well as fertility. A second point worthy of notice is a positive relationship between the actual crop production and entropy export. This in general means higher photosynthetic potentials happen at the cost of significant increases in respiration. Thus, although the flow of the ES crop production is higher in the area of the Geest, also the associated respiration of the system is much higher. Thus, biomass is produced with lower efficiency compared to the Marsch and Hügelland.

### 3.2 It's all about the maize...

The assessment reveals a distinct spatial pattern of the crop production ES flow (Figure 6B). As described above, the highest harvest values can be found in the Geest area. Looking into the information from the regional statistics (Statistical Agency North 2010) on the individual crop types, the cultivation of silage maize stands out. Figure 8A presents the spatial distribution of the harvest from silage maize in the study area. Generally, the same trend presented in Figure 6B is shown. The regional pattern is even more distinct with no or very low production of si-

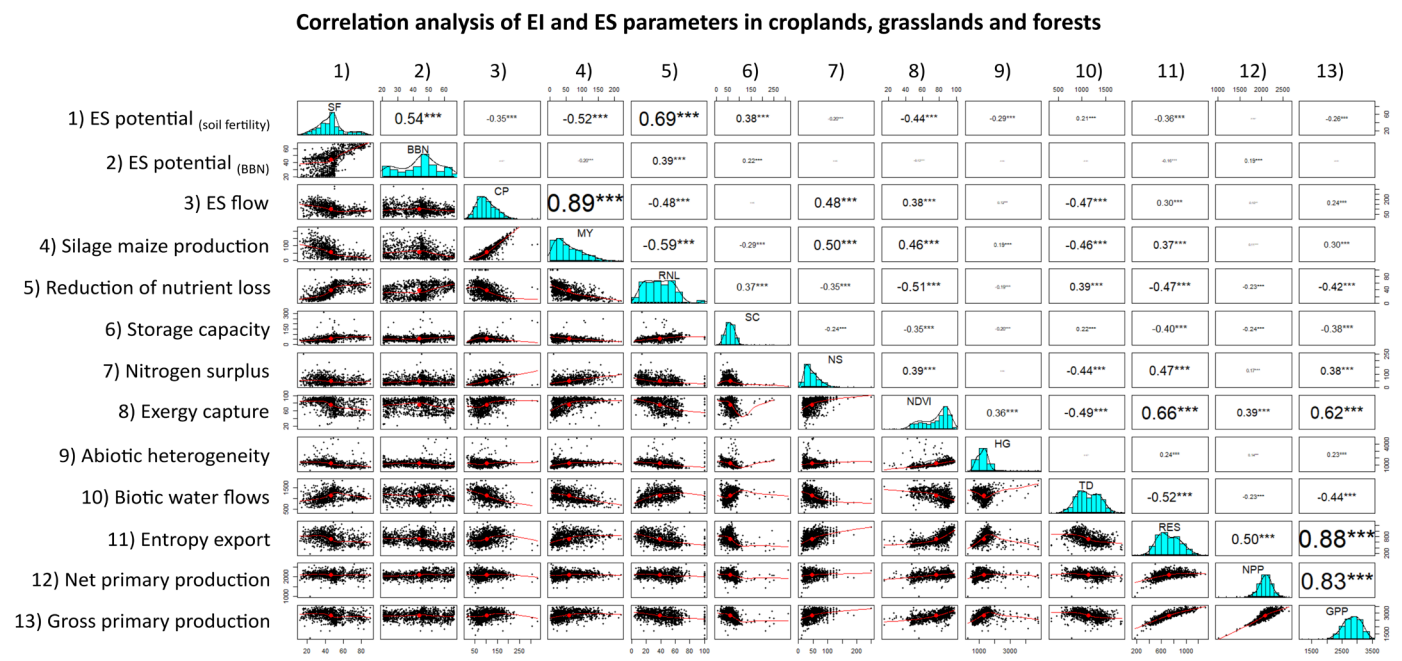


Figure 7: Correlation table presenting the statistical correlations between the selected EI and ES variables. The remote sensing data sets were sampled for the three major land-use types: **croplands (non-irrigated arable lands)**, **grasslands (pastures)** and **forests**. A Pearson's correlation was performed for: 1) Crop production ES potential (BBN approach), 2) Soil fertility ES potential 3) crop production ES flow (as actual yield) 4) Silage maize production (part of ES flow) 5) EI variable reduction of nutrient loss (as nitrate leaching potential), 6) EI variable storage capacity (as residual biomass), 7) Nitrogen surplus, 8) EI variable exergy capture (as NDVI), 9) EI variable abiotic heterogeneity (as edge density), 10) EI variable biotic water flows (as temperature difference), 11) EI variable entropy export (as respiration), 12) Net primary production and 13) Gross primary production.

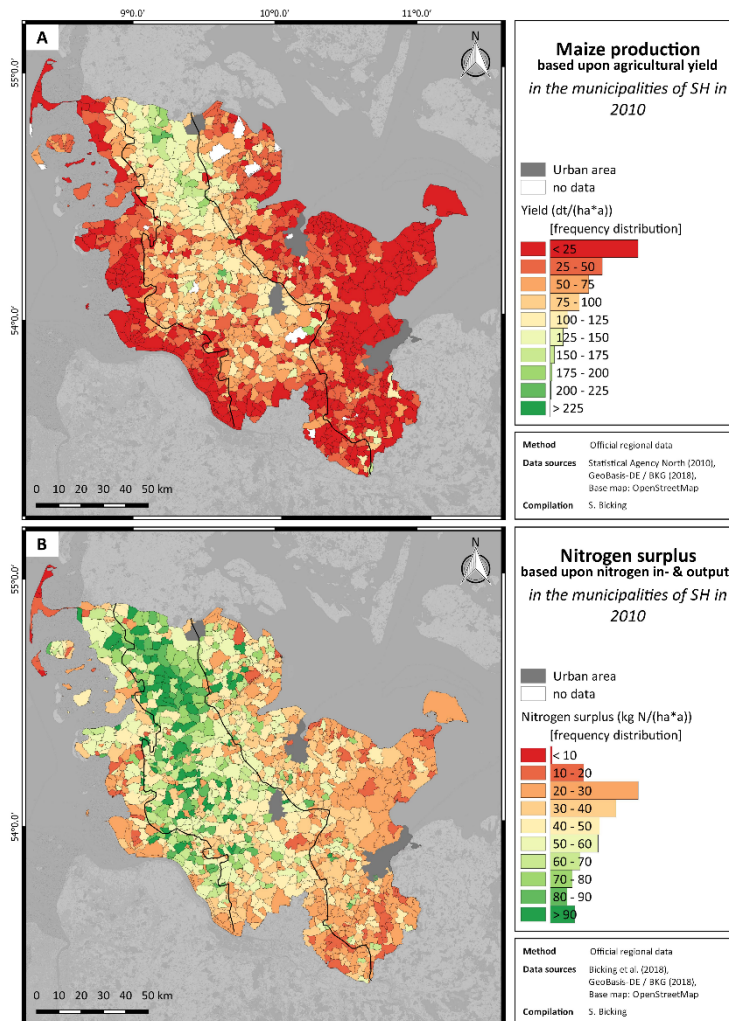


Figure 8: Silage maize harvest (a) and estimated nitrogen surplus (b) in the municipalities of SH in 2010. The lines indicate borders of the main landscape regions.

lage maize in the areas of the Hügelland and Marsch, and very high (up to 75 dt/(ha\*a) and more) harvest values in the Geest area.

The development of the silage maize cultivation in SH can be divided into two main steps. Generally, due to the relatively infertile soils in the Geest, the area has historically been relatively strongly used for livestock production, accompanied by pastures. The cultivation of pastures as fodder for the livestock has been supplemented with silage maize cultivation since the 1960s. The second step in the development of the silage maize cultivation evolved at the turn of the millennium and is related to the production of bioenergy. In 2004, the Renewable Energy Act provided strong incentives for farmers to install biogas plants (Appel et al. 2016). Amongst others, feed-in tariffs have been granted for a period of 20 years. Since then, the cultivation of silage maize increased

strongly (Appel et al. 2016). In particular, the areas, which have already had experience with silage maize intensified the cultivation. Therefore, the observed strong regional differentiation arose. The regional pattern of the installed biogas plants in the study areas is in line with the spatial distribution of the harvest pattern of the silage maize (Figure 8A).

Comparing these findings to the estimated nitrogen surplus (in kg N/(ha\*a)) on agricultural grounds (Bicking et al. 2018), the following can be stated: Generally, the areas with high maize production are featured with high nitrogen surpluses. In combination with the assessed EI variable reduction of nutrient loss (Figure 4B) a serious picture arises, as these areas exhibit a very low potential for the reduction of nutrient loss. In order to confirm these findings, a correlation analysis has been performed for relevant variables (Figure 9). As this analysis focuses



on the silage maize cultivation, all data sets based upon remote sensing have been sampled for croplands (non-irrigated arable land) prior to the assessment. Generally, there is a strong positive correlation between the silage maize harvest and the total harvest (crop production ES flow) in the study area. This is not surprising as silage maize, with an average harvest of around 337 dt/(ha\*a) (Statistical Agency North 2010), made up a large share of the total harvest in 2010 in SH. Further positive correlations have been found between the silage maize harvest and the EI variables exergy capture, entropy export and the nutrient surplus. Negative correlations arise between the maize harvest on the one side and the EI variables biotic water flows, reduction of nutrient loss and storage capacity on the other (Figure 9). The silage maize production does not correlate with the crop production ES potential, obtained from the BBN, but it shows a strong negative correlation with the ES potential parameter soil fertility. Thus, silage maize is often cultivated on infertile soils, which explains the negative correlation between the ES flow and soil fertility to some extent.

### 3.3 Grass or Grain?

Differences in the three main landscape regions can be assessed in more detail by looking at the temporal developments throughout the vegetation period. The climax of the silage maize cultivation in the area of the Geest takes part in later periods of summer 2016 compared to the other crop types. This instance produces the most significant difference in Figure 10 - in March and June, the croplands in the Geest area seem to be unvegetated as the maize plants are still very small and cannot totally cover the soil surface with foliage. During this time, Marsch and Hügelland are peaking in NDVI, which reflects the physiological state of the cereal that is predominantly cultivated in these regions. The respective cereal plantations are already harvested in June or July. By that time, maize is peaking in the Geest region. When NDVI values are summed up across the different seasons, the Geest region surpasses Hügelland and Marsch, possibly due to the vegetation period of maize cultivation extending into the late summer (Figure 10).

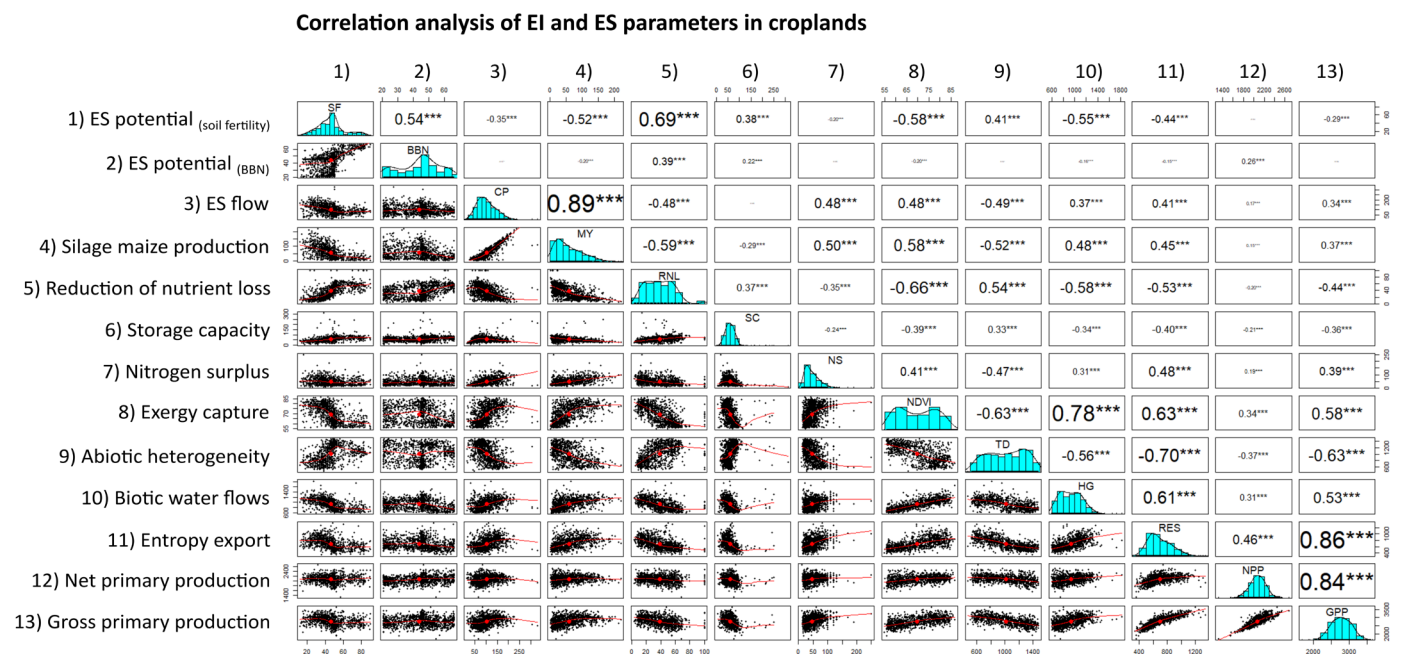


Figure 9: Correlation table presenting the statistical correlations between selected EI and ES variables. The remote sensing data sets were sampled in **croplands** only. A Pearson’s correlation was performed for: 1) Crop production ES potential (BBN approach), 2) Soil fertility ES potential 3) crop production ES flow (as actual yield) 4) Silage maize production (part of ES flow) 5) EI variable reduction of nutrient loss (as nitrate leaching potential), 6) EI variable storage capacity (as residual biomass), 7) Nitrogen surplus, 8) EI variable exergy capture (as NDVI), 9) EI variable abiotic heterogeneity (as edge density), 10) EI variable biotic water flows (as temperature difference), 11) EI variable entropy export (as respiration), 12) Net primary production and 13) Gross primary production.

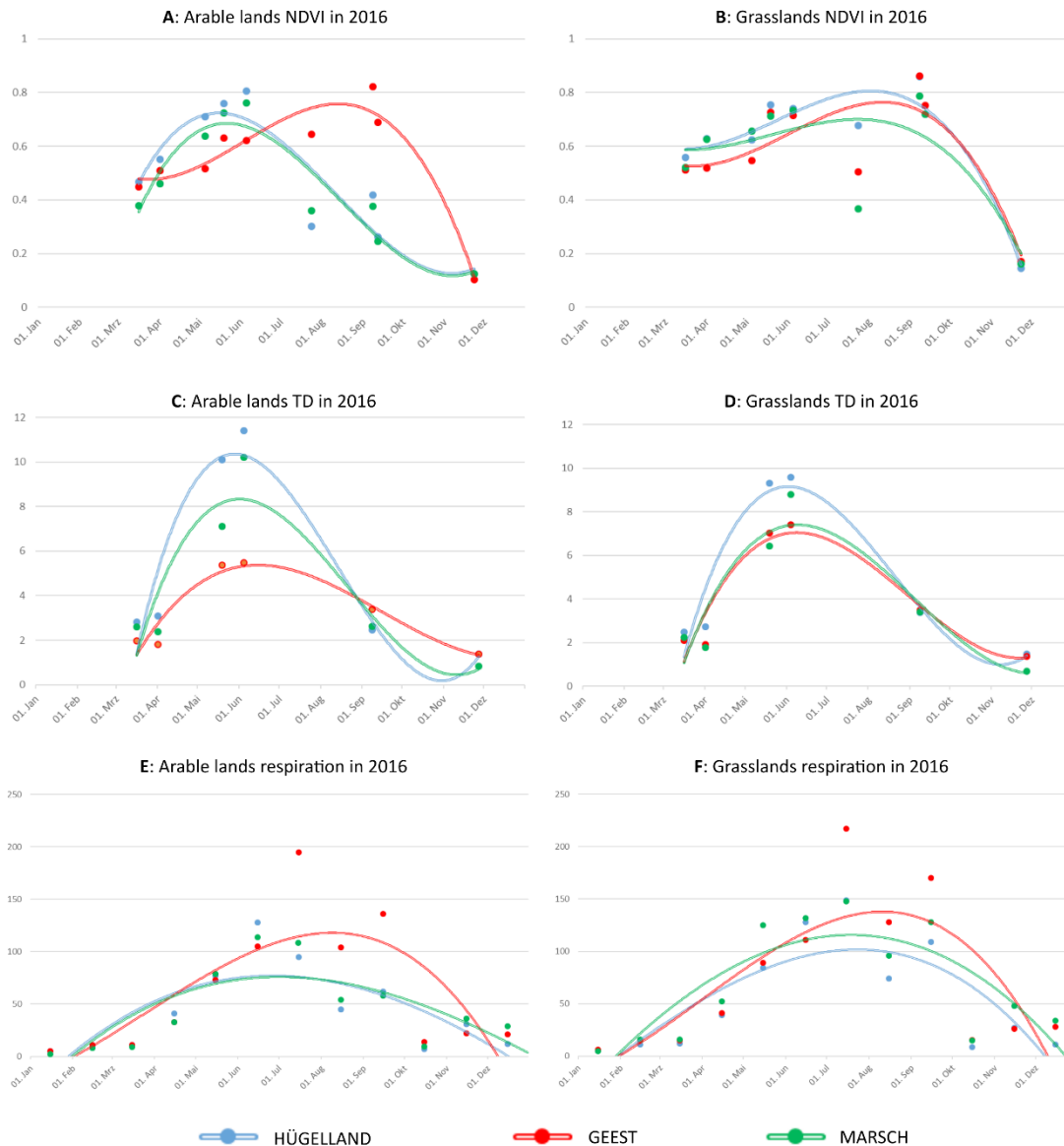


Figure 10: Performances of selected EI variables in **arable lands** (non-irrigated arable land) and **grasslands** (pasture) in the three main landscape regions Hügelland, Geest and Marsch throughout the year in 2016: A) Exergy capture (NDVI) in arable lands, B) exergy capture (NDVI) in grasslands, C) biotic water flows (TD - temperature differences) in arable lands, D) biotic water flows (TD - temperature differences) in grasslands, E) entropy export (respiration) in arable lands and F) entropy export (respiration) in grasslands. The points correspond to the actual data assessed by means of remote sensing. The curves correspond to a predicted trend line from each point data set, using a polynomial function calculation (x3; third level). Analogical analysis were performed in forests, but since the curves were virtually identical to grasslands curve, they were not included in the figure.

Based on the correlation analysis performed for the selected variables in arable lands, the higher aggregated NDVI values in Geest can be related to higher gross primary production (GPP), rather than production itself (GPP and NDVI correlation value = 0.58). Net primary production (NPP), a value used to represent the energy embodied in biomass, does not differ significantly for any of the natural regions. Thus, higher exergy capture does not automatically

mean more production, when this trend is bound to significantly increased levels of respiration (Figure 10E & F).

We assume that arable lands utilize solar energy more efficiently in Hügelland and Marsch as the EI indicator values such as biotic water flows are much higher in these regions (Figure 3 and 4). These results are linked to lower intensities of evapotranspiration by vegetation and thus, lower volumes of

water transported. These distributions relate to lower metabolic rates and ecosystem efficiencies in the Geest. The results are consistent with the regional diverging soil properties for each of the three major land-use types in SH (Taube et al. 2015, Stewig 1982; Bähr and Kortum 1987). This can partly be an effect of the poor, sandy soils in the Geest, incapable of holding moisture. The biotic water flows of arable lands in Geest are significantly lower compared to the other regions but also compared to other land use types such as pastures and forests within the area of the Geest (Figure 10C & D).

## 4 Discussion

The results of the presented assessment offer several lines of potential interpretation, which we explore as: the general interplay between the assessed variables, the focus on silage maize cultivation in the Geest, a comparison between the performance of croplands, grasslands and forests including an overall comparison of the three landscape regions with a wide selection of variables. An outstanding perspective for the assessment of EI alongside ES is the potential to deliver guidance to a more efficient type of management, possibly leaning towards sustainability. The findings of this study indicate a spatial mismatch between the intensive crop production (ES *flow*) on the one hand and the ES *potential* as well as EI on the other. The goal is to give a rich explanation of this obvious paradox as our data and methods allow.

### 4.1 The paradox of crop production

One part of the statistical processing was the comparison between the three major land use types, relevant for the study area: arable lands (non-irrigated arable land), pastures and forests. All tested variables were correlated much stronger in arable lands compared to grasslands (see Figure 7 and 9) and forests (Appendix 3 and 4). These include the integrity variables, mainly biotic water flows, reduction of nutrient loss and storage capacity, which are positively related and stand in opposition to exergy capture, entropy export and the ES *flow* crop production. It is noticeable, that a strong positive correlation be-

tween production and exergy capture is present, but seems to be decreasing in grasslands, and is virtually gone in forests (see Appendix 3 and 4). We thus support the assumption, that as anthropogenic influences decrease in ecosystems, which are used less intensively like pastures and forests, also the decoupling between production and EI is reduced (Rousseau et al. 2013; Tully and Ryals 2017). Thus, the three land-use types are representatives of a single gradient: On one side, production in arable lands is done at the expense of EI, while on the other, forests provide wood but also harbor the highest EI. This is a challenge with respect to the hypothesis, that EI and ES are positively related as we have found the opposite trend in arable lands.

Here, we would like to stress the importance of human inputs, which are not comprehensively integrated into the EI/ES causal chain. Conventional agriculture has brought remarkable increases in yields at severe environmental costs, which can make the achievements unsustainable in the long run (Tully and Ryals 2017; Isbell et al. 2015). Luckily, there is a rich body of evidence that alternative agricultural practices exist which are both productive and environmentally beneficial. Such practices comprise intercropping, cover cropping, integrating livestock, organic matter amendments, conservation tillage and most notably, agroforestry (FAO 2005; Pelosi et al. 2014; for a review, see Tully and Ryals 2017). Torralba et al. (2016) conclude, that structurally and functionally more complex systems than crop- or tree-based systems exhibit tighter coupling of nutrient cycles, organic matter, water retention and biodiversity, while not necessarily compromising commercial perspective productivity.

### 4.2 Is the recent agriculture in Geest suitable?

The relatively high respiration rates in the area of the Geest indicates a lower potential to convert solar energy into enduring biomass compared to Hügelland and Marsch. Thus, in order to maintain equivalent NPP across SH, the area produces approximately  $\frac{1}{3}$  more entropy along the way, compared to the rest of the study area. This result indicates that considerably higher energetic costs are associated with plant production in Geest, which potentially reduces the overall agricultural efficiency. The NPP/respiration

ratio, therefore, serves as a measure of production efficiency, indicating lower performance in Geest, despite higher production. Besides high respiration rates, the Geest area also exhibits the highest potential to lose nutrients due to unfavorable soil conditions. Sandy soils contribute heavily to the overall low capacity to maintain nutrients (Taube et al. 2015); combined with low amounts of residual biomass (storage capacity), the soil is not suited for holding soluble nutrients and they are leached into the groundwater (Tully and Ryals 2017; Taube et al. 2015). Based on the results, we conclude that the production in Geest is accompanied by heavy overall waste production, mainly in the form of metabolic heat and nutrient surpluses. This discussion can provide arguments for the evaluation of the benefits and costs of conventional agricultural production in unproductive areas, but also production in environmentally unfavorable conditions in general.

#### 4.3 Uncertainties and limitations

The main feature of this paper is the attempt to illustrate socio-ecological interrelations on the base of the spatial patterns of respective environmental indicators. Besides some interesting outcomes, this concept is also linked with several sources of uncertainties, which create insecurities related to the evidence of the complex results. Such methodological sources of vagueness, inexactness and failures have been discussed in several books and papers. Concerning the working steps of this article, uncertainties due to remote sensing and GIS procedures have been described e.g. by Alexander et al. (2017), Foody and Atkinson (2003), Hunaker et al. (2013), Lu (2006), Shao and Wu (2008), Stritih et al. (2019) or Woodcock (2002). In this study, the availability of cloud-free images covering the whole extent of the study area and their irregularity within the reference year have been prominent issues. Through gaps in the remote sensing data sets during the peak vegetation period, important plant dynamics may remain unconsidered which could lead to inconsistencies in the results. Our solution was the combination of multiple data sources to cover for these gaps (described in detail in section 2.2.1). Although we have given some suggestions about the state of the three main landscape regions of SH, the assessment of

their EI is only relative, given the conditions of the study area. The contemporary agricultural practices are almost exclusively based upon spending resources to diminish EI. Thus, although our results indicate “better” conditions on agricultural grounds in Marsch and Hügelland in comparison to the Geest area, this does not mean farming is done optimally or sustainably there. An issue is that there are no references to the optimal landscape regions’ specific potentials and thus sustainable agricultural production systems, in which provision of crops is fully in line with EI.

Besides the above-mentioned issues, Schulp et al. (2014) are discussing some further sources for insecure analyses. For instance:

- the uncertain definition of the EI and ES indicators might not be consistent,
- the potentially biased selection of the most relevant indicators influences parameter comparability,
- the failures and inaccuracies of the data sources themselves can be enormous.

Besides these relatively concrete items, Hou et al. (2013) have discussed a long list of sources for uncertainties in spatial ES and EI applications. Some additional points are:

- uncertainties due to ecosystem and landscape dynamics (e.g. uncertain dynamics of land-use or climate, temporal shifts incomparable data sets),
- uncertainties due to landscape analytical methods (e.g. heterogeneities, classification ambiguity, non-checked accordance of satellite images and ground truth, inexactness appearing due to image processing and interpretation analyses, potential inaccuracies within delivering institutions such as EEA, ESA, NASA or USGS),
- uncertainties due to incompatible indicator – indicandum relations (e.g. chosen empirical parameters from regional analyses do not always completely comply with the selected indicators, semi-suitable target values),
- uncertainties due to technical problems (e.g. methodological weaknesses, de-compatibilities of methods, data scarcity),

- uncertainties due to insufficient parameter inclusion (e.g. concentrating on land cover without considering soils, elevations, land use intensities, etc.),

The high amount of potential uncertainties also demonstrates that there is still a lot of work necessary to continue developing the described ecosystem service assessment conceptions and techniques. Related to the described approaches, focal future improvements to reduce the insecurities could be:

- completion of the spatial integrity indicator set by including e.g. biotic heterogeneity, vegetation transpiration and/or standing biomass.
- employment of more advanced remote sensing instruments with higher spatial and temporal resolution and the employment of more sophisticated spatial algorithms to assess the EI of a landscape.
- addition of economic features to calculate the costs and benefits associated with the ES flows in SH.
- consideration of a wider range and higher resolution of spatial data comprising abiotic factors such as elevation, local climate, precipitation or soil type.
- inclusion of finer data quantifying the balance of anthropogenic inputs and outputs such as nutrients, organic matter and pesticides.
- development of the method of data aggregation for an improved statistical explanation of the interactions between the respective indicators.
- setting a reference point to demonstrate the difference in the current EI of SH and the „optimal“ and/or „natural“ potential.
- verification of the indicators by application of ground-truth testing using analogical instruments.

## 5 Conclusions

---

This study contributes to the theoretical assessment of the relation between EI and the provision of ES. Additionally, the assessment also has a strong applied focus on land management and agricultural practic-

es. Besides, the assessment reveals the strengths, scopes and limitations of the different methodological approaches. Striving for comprehensive ecosystem assessments, different approaches have been combined in order to increase the informative value of the analysis. Summing up the knowledge obtained from the study, the research questions are revised and answered accordingly:

- I. Does the spatial distribution of the assessed EI variables reveal a distinct regional pattern?

Yes, generally the assessed EI variables can be divided into two different groups with reference to their spatial pattern.

- a. The EI variables which have a strong relation to the production of biomass show the highest values in the area of the Geest. This is the case for the EI variables entropy export and exergy capture. The landscape regions Hügelland and Marsch are characterized by lower values for both of these EI variables.
- b. The spatial assessment of the EI variables which indicate the functionality of the ecosystem apart from biomass production indicated a reversed regional pattern. The area of the Geest is featured by the lowest values for the EI variables reduction of nutrient loss, biotic water flows and storage capacity. The assessment reveals that both, the Hügelland and Marsch, deliver higher EI with respect to these variables.

- II. Does the spatial distribution of the ES crop production reveal a distinct regional pattern?

Yes, the assessment of the crop production identifies the Hügelland and Marsch as the regions with the highest ES *potentials*. In contrast to that, these areas are characterized by rather low ES *flow* values. Highest values for actual crop production (ES *flow*) can be found in the Geest area, which manifested the lowest ES *potentials*.

- III. What is the relation between the assessed EI variables and the crop production ES *potential* and *flow*?

The crop production ES *potential* is strongly related to the spatial distribution of the EI variables reduction of nutrient loss, storage capacity and

biotic water flows. Nevertheless, this spatial pattern is contrary to the regional distribution of the ES *flow* in terms of actual harvest. The assessment revealed a strong positive correlation between the crop production ES *flow* and the EI variables, which are strongly related to biomass production, i.e. exergy capture and entropy export. Thus, this study shows a detachment of intensive agricultural production from the fundamental ecological functions.

IV. How does the EI/ES relation manifest in croplands, grasslands and forests in the three landscape regions of SH?

The correlation analysis revealed that the ES *flow* is negatively related to the ES *potential* and the underlying EI. In simple terms, intensive conventional agricultural production in SH is clearly traded-off against the underlying EI. Contrary to all expectations, crop production and exergy capture, representing the potential photosynthesis, are highest in areas with the lowest ES *potentials*, namely in the area of the Geest. The revealed negative relation between the ES *flow*, EI and ES *potential* in croplands is diminishing in grasslands and non-existent in forests.

V. Does the temporal distribution of the assessed EI variables show a distinct regional pattern in croplands, grasslands and forests?

In terms of exergy capture, the Geest region is reflecting the fact, that the silage maize cultivation peaks in a much later period in the year than the dominant crop types produced in Marsch and Hügelland. The photosynthetic potential of maize production in SH is, however, not accompanied by a significant increase in EI. A comparison, based upon the temporal development in grasslands (and forests), demonstrates that these land-use types can to a large degree cope with rather low ES *potentials*, maintaining integrity and productivity similar to regions with higher ES *potentials*, in our case the Marsch and the Hügelland. This leads us to the conclusion, that management types like grasslands and forests are far better suited in areas that are featured by low ES *potentials* than short-spanned intensive cultivation of annual crops.

Using landscape-scale measures and combining methods has yielded evidence suitable for testing theoretical presuppositions present in contemporary scientific discourse. These included the notion of EI being the foundation for ES provision, yet our results indicate an opposite trend where agricultural production is clearly traded-off against EI as a consequence of agriculture de-coupling from natural site conditions.

The inverse relation between integrity and service provision and the accompanying costs give us evidence of unsustainability of a production regime, in which costs are likely to exceed the benefits. The political agenda on energy production from biomass, more precisely the financial incentives for biogas production, which aimed at increasing the sustainability of the energy sector came with unexpected unsustainable side effects. Overall, the lower natural productivity in the Geest should result in larger areas covered by pastures or forests, which perform far better concerning most EI indicators. We would also like to argue for a paradigm shift towards novel management of production systems based on high EI and self-organization (e.g. agroforestry), generating multiple co-benefits (ES), and which are the opposite of conventional agricultural methods. Such an improved environmental system will also be correlated with a strong overall rise of comprehensive ecosystem service bundles.

## Acknowledgements

The BACOSA project has received funding from the German Federal Ministry for Education and Research (03F0737B). This study was made possible thanks to financial support from the DBU (Deutsche Bundestiftung Umwelt) MOE scholarship, GAUK (Charles University Grant Agency, 546517) and SUR (Specific University Research of the Charles University, VS 260 471) funding.

## References

---

- Alexander, P., Prestele, R., Verburg, P.H., Arneth, A., Baranzelli, C., Batista e Silva, F., Brown, C., Butler, A., Calvin, K., Dendoncker, N., Doelman, J.C., Dunford, R., Engström, K., Eitelberg, D., Fujimori, S., Harrison, P.A., Hasegawa, T., Havlik, P., Holzhauser, S., Humpenöder, F., Jacobs-Crisioni, C., Jain, A.K., Krisztin, T., Kyle, P., Lavalley, C., Lenton, T., Liu, J., Meiyappan, P., Popp, A., Powell, T., Sands, R.D., Schaldach, R., Stehfest, E., Steinbuks, J., Tabeau, A., Meijl, H., Wise, M.A. & Rounsevell, M.D. 2017. Assessing uncertainties in land cover projections. *Global change biology*, 23(2), 767-781. DOI: 10.1111/gcb.13447
- Andreasen, J.K., O'Neill, R.V., Noss, R. & Slosser, N.C. 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecol. Indic.* 1, 21–35. DOI: 10.1016/S1470-160X(01)00007-3
- Appel, F., Ostermeyer-Withaupt, A. & Balmann, A. 2016. Effects of the German Renewable Energy Act on structural change in agriculture – The case of biogas. *Utilities Policy*, 41, 172-182. DOI: 10.1016/j.jup.2016.02.013
- Ash, N., Blanco, H., Brown, C., Garcia, K., Henrichs, T., Lucas, N., Ruadsepp-Heane, C., Simpson, R.D., Scholes, R., Tomich, T., Vira, B. & Zurek, M. (eds.) 2010. *Ecosystems and Human Well-Being. A Manual for Assessment Practitioners*. Island Press.
- Bähr, J. & Kortum, G. 1987. *Schleswig-Holstein. Sammlung Geographischer Führer 15*. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger.
- Bakker, W.H., Schmidt, K.S., 2002. Hyperspectral edge filtering for measuring homogeneity of surface cover types. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 56, 246–256. DOI: 10.1016/S0924-2716(02)00060-6
- Bayes, T., 1763. An Essay towards Solving a Problem in the Doctrine of Chances. *Philos. Trans. R. Soc. London* 53, 370–418. DOI: 10.1098/rstl.1763.0053
- Bicking, S., Burkhard, B., Kruse, M. & Müller, F. 2018. Mapping of nutrient regulating ecosystem service supply and demand on different scales in Schleswig-Holstein, Germany. *One Ecosystem*. 2018;3:e22509. DOI: 10.3897/oneeco.3.e22509
- Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) 2012. CORINE Land Cover 10 ha. [http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz\\_rahmen.gdz\\_div?gdz\\_spr=deu&gdz\\_akt\\_zeile=5&gdz\\_anz\\_zeile=1&gdz\\_unt\\_zeile=22&gdz\\_user\\_id=0](http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz_rahmen.gdz_div?gdz_spr=deu&gdz_akt_zeile=5&gdz_anz_zeile=1&gdz_unt_zeile=22&gdz_user_id=0) (Date: 10.04.2018).
- Bundesnetzagentur 2019. EEG-Registerdaten und –Fördersätze. [https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen\\_Institutionen/ErneuerbareEnergien/ZahlenDatenInformationen/EEG\\_Registerdaten/EEG\\_Registerdaten\\_node.html](https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen_Institutionen/ErneuerbareEnergien/ZahlenDatenInformationen/EEG_Registerdaten/EEG_Registerdaten_node.html) (Date: 10.03.2019).
- Brander, L.M. & Crossman, N.D. 2017. Economic quantification. In: Burkhard, B. & Maes, J. (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374.
- Brown, E.D. & Williams, B.K. 2016. Ecological integrity assessment as a metric of biodiversity: are we measuring what we say we are? *Biodivers. Conserv.* 25, 1011–1035. DOI: 10.1007/s10531-016-1111-0
- Burkhard, B. & Maes, J. (eds.) 2017a. *Mapping ecosystem services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/oneeco.3.e22509
- Burkhard, B. & Maes, J. 2017b. Introduction. In: Burkhard, B. & Maes, J. (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/oneeco.3.e22509

- Burkhard, B. 2017. Integrative approaches. In: Burkhard, B. & Maes, J. (eds.): Mapping Ecosystem Services. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/oneeco.3.e22509
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. & Müller, F. 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landsc. Online* 32, 1–32. DOI: 10.3097/LO.201434
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F. & Windhorst, W. 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online* 15: 1-22. DOI: 10.3097/LO.200915
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. & Müller, F. 2012. Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. - *Ecological Indicators* 21: 17-29. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019
- Burkhard, B., Petrosillo, I. & Costanza, R. 2010. Ecosystem Services – Bridging Ecology, Economy and Social Sciences. *Ecological Complexity* 7/3: 257-259. DOI:10.1016/j.ecocom.2010.07.001
- Burkhard, B., Crossman, N., Nedkov, S., Petz, K. & Alkemade, R. 2013. Mapping and Modelling Ecosystem Services for Science, Policy and Practice. *Ecosystem Services* 4: 1-3. DOI: 10.1016/j.ecoser.2013.04.005
- Cambridge Dictionary 2019. Integrity. Cambridge University Press. <https://dictionary.cambridge.org/us/dictionary/english/integrity> (Date: 10.03.2019).
- Castaldi, F., Palombo, A., Santini, F., Pascucci, S., Pignatti, S. & Casa, R. 2016. Evaluation of the potential of the current and forthcoming multispectral and hyperspectral imagers to estimate soil texture and organic carbon. *Remote Sensing of the Environment*, 179, 54–65. DOI: 10.1016/j.rse.2016.03.025
- Costanza, R., 2012. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 45, 24–29. DOI:10.1016/j.ecoleng.2012.03.023
- Chrysafis, I., Mallinis, G., Siachalou, S. & Patias, P. 2017. Assessing the relationships between growing stock volume and Sentinel-2 imagery in a Mediterranean forest ecosystem. *Remote Sensing Letters*, 8(6), 508–517. DOI: 10.1080/2150704X.2017.1295479
- ClimateDataCenter2018. Zeitreihen für Gebietsmittel für Bundesländer und Kombinationen von Bundesländer. [ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/regional\\_averages\\_DE/annual/precipitation/regional\\_averages\\_rr\\_year.txt](ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/regional_averages_DE/annual/precipitation/regional_averages_rr_year.txt) (Date: 14.02.2018).
- Daily, G.C., Matson, P.A., 2008. From theory to implementation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105, 9455–9456. DOI: 10.1073/pnas.0804960105
- Dang, K.B., Windhorst, W., Burkhard, B. & Müller, F. 2018. A Bayesian Belief Network – Based approach to link ecosystem functions with rice provisioning ecosystem services. *Ecol. Indic.* DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.04.055
- De Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Haines-Young, R., Gowdy, J., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R. & Ring, I. 2010. Chapter 1, Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations*, (January). DOI: 10.4324/9781849775489
- De Groot, R., Braat, L. & Costanza, R. 2017. A short history of the ecosystem services concept. In: Burkhard, B. & Maes, J. (eds.): Mapping Ecosystem Services. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/ab.e12837



- De Groot, R., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. 2002. A Typology for the Classification Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecological Economics*, 41(3), pp. 393–408. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00089-7
- Ellison, A.M. 2004. Bayesian inference in ecology. *Ecol. Lett.* 7, 509–520. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2004.00603.x
- ESA. European Space Agency. 2019. <https://scihub.copernicus.eu/> (Date: 12.9.2019)
- Erhard, M., Banko, G., Abdul Malak, D. & Santos Martin, F. 2017. Mapping ecosystem types and conditions. In: Burkhard, B. & Maes, J. (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/ab.e12837
- Etter, a., McAlpine, C. a., Seabrook, L., Wilson, K.A. 2011. Incorporating temporality and biophysical vulnerability to quantify the human spatial footprint on ecosystems. *Biol. Conserv.* 144, 1585–1594. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.02.004
- European Commission 2016. Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges. Technical Report - 2016 – 095, Copenhagen.
- FAO, 2005. The importance of soil organic matter, available at: <http://www.fao.org/3/a-a0100e.pdf> (Date: 18.12. 2019)
- Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. 2017. Bericht der Bundesregierung zum Stickstoffeintrag in die Biosphäre. Drucksache 18/12690, Berlin.
- Foody, G.M., & Atkinson, P.M. (eds.) 2002. Uncertainty in remote sensing and GIS. John Wiley & Sons. DOI:10.1002/0470035269
- Fraser, R., Kerr, J. & Sawada, M. 2005. Using Satellite Remote Sensing to Monitor and Assess Ecosystem Integrity and Climate Change in Canada's National Parks. *National Parks*, 7.
- Fraser, R.H., Olthof, I. & Pouliot, D. 2009. Monitoring land cover change and ecological integrity in Canada's national parks. *Remote Sensing of Environment*, 113(7), 1397–1409. DOI: 10.1016/j.rse.2008.06.019
- Fraser, R.H., Olthof, I., Carrière, M., Deschamps, A. & Pouliot, D. 2011. Detecting long-term changes to vegetation in northern Canada using the Landsat satellite image archive. *Environmental Research Letters*, 6(4), 45502. DOI: 10.1088/1748-9326/6/4/045502
- German Federal Statistical Office (Statistische Ämter des Bundes und der Länder Deutschland) 2018. Gebietsfläche in qkm - Stichtag 31.12. <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online/data;jsessionid=394E27C73C8CD432379DD28A35C296FE.reg1?operation=abruftabelleBearbeiten&levelindex=2&levelid=1540288100110&auswahloperation=abruf-tabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstrukturu> (Date: 22.07.2018).
- Grêt-Regamey, A., Brunner, S.H., Altwegg, J. & Bebi, P. 2013. Facing uncertainty in ecosystem services-based resource management. *Journal of environmental management*, 127, S145-S154. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.07.028
- Guerra, C., Alkemade, R., & Maes, J. 2017. When to map? In: Burkhard, B. & Maes, J. (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/ab.e12837
- Haines-Young, R. & Potschin, M. 2017. Categorisation systems: The classification challenge. In: Burkhard, B. & Maes, J. (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/ab.e12837

- Haines-Young, R. & Potschin-Young, M. 2010a. Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. Report to the European Environment Agency.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. 2010b. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G & Frid, C.L.J. (eds.): *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, British Ecological Society, pp. 110-139. DOI: 10.1017/CBO9780511750458.007
- Hill, M.O., Roy, D.B. & Thompson, K. 2002. Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact. *Journal of Applied Ecology* 39, 708–720. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2002.00746.x
- Hoffmann, D. 2004. Holocene landscape development in the marshes of the West Coast of Schleswig-Holstein, Germany. *Quaternary International*. DOI: 10.1016/S1040-6182(03)00063-6.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4:1-23 DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.12.002
- Hou, Y., Burkhard, B. & Müller, F. 2013. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. - *Journal of Environmental Management*: 127: S117-S131. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.12.002
- Hou, Y., Zhou, S., Burkhard, B. & Müller, F. 2014. Socioeconomic influences on biodiversity, ecosystem services and human well-being: A quantitative application of the DPSIR model in Jiangsu, China. *Science of the Total Environment* 490: 1012-1028. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.071
- Isbell, F., Reich, P. B., Tilman, D., Hobbie, S. E., Polasky, S., & Binder, S. 2013. Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(29), 11911–11916. DOI: 10.1073/pnas.1310880110
- Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J. & Schneiders, A. 2015. The Matrix Reloaded: A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling* 295: 21–30. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024
- Jacobs, S., Verheyden, W. & Dendoncker, N. 2017. Why to map? In: Burkhard, B. and Maes, J. (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/ab.e12837
- Jeevalakshmi, D., Narayana Reddy, S., & Manikiam, B. 2017. Land surface temperature retrieval from LANDSAT data using emissivity estimation. *International Journal of Applied Engineering Research*, 12(20), 9679–9687.
- Jørgensen, S.E., Fath, B., Bastianoni, S., Marquez, J., Müller, F., Nielsen, S.N., Patten, B., Tiezzi, E. & Ulanowicz, R. (eds.) 2007. *A New Ecology - The Systems Perspective*. Elsevier Publishers, Amsterdam. p. 288.
- Kandziora, M., Burkhard, B. & Müller, F. 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators — a theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators*, 28: 54-78. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.09.006
- Karr, J. 1996. Ecological Integrity and Ecological Health Are Not the Same. *National Academy of Engineering*. 1996. *Engineering Within Ecological Constraints*. Washington, DC: The National Academies Press. DOI: 10.17226/4919

- Karr, J.R. & Dudley, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environ. Manage.* 5, 55–68. DOI: 10.1007/BF01866609
- Kay, J.J. & Schneider, E.D. 1992. Thermodynamics and Measures of Ecological Integrity. pp. 159–160. DOI: 10.1007/978-1-4615-4659-7\_12
- Kragt, M.E. 2009. A beginners guide to Bayesian network modelling for integrated catchment. *Landscape Logic*. 22.
- Kruschke, J.K. 2014. Doing Bayesian data analysis: A tutorial with R, JAGS, and Stan, second edition, *Doing Bayesian Data Analysis: A Tutorial with R, JAGS, and Stan, Second Edition*. Elsevier Inc. DOI: 10.1016/B978-0-12-405888-0.09999-2
- Laurila-Pant, M., Lehtikoinen, A., Uusitalo, L. & Venesjärvi, R. 2015. How to value biodiversity in environmental management? *Ecological Indicators*. Elsevier Ltd, 55, pp. 1–11. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.02.034
- Liquete, C., Cid, N., Grizzetti, B., Lanzanova, D. & Reynaud, A. 2016. Perspectives on the link between ecosystem services and biodiversity: The assessment of the nursery function. *Ecological Indicators*. Elsevier Ltd, 63, pp. 249–257. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.11.058
- LLUR 2011. Bodenbewertung in Schleswig-Holstein. [https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/B/boden/Downloads/ErlaeuterungenNutzer.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=3](https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/B/boden/Downloads/ErlaeuterungenNutzer.pdf?__blob=publicationFile&v=3) (Date: 10.08.2018).
- LLUR 2012. Die Böden Schleswig-Holsteins - Entstehung, Verbreitung, Nutzung, Eigenschaften und Gefährdung. Schriftenreihe LLUR SH – Geologie und Boden. Schriftenreihe LLUR SH – Geologie und Boden; 11.
- LLUR 2017. Naturräume in Schleswig-Holstein. <http://www.umweltdaten.landsh.de/atlas/script/index.php> (Date: 10.12.2018).
- Louis Bolk Instituut 2009. NDICEA nitrogen planner software. <http://www.ndicea.nl/> (Date: 10.10.2018).
- NASA. National Aeronautics and Space Administration. 2019. <https://earthdata.nasa.gov/> (Date: 12.09.2019)
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M., Barredo, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M., Barredo, J., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.-E., Meiner, A., Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Romão, C., Piroddi, Ch., Egoh, B., Fiorina, Ch., Santos, F., Narusevicius, V., Verboven, J., Pereira, H., Bengtsson, J., Kremena, G., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, Ch., San Miguel, J., Braat, L., Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beaufarron, G., Lillebo, A., Abdul Malak, D., Liquete, C., Condé, S., Moen, J., Östergård, H., Czucz, B., Drakou, E., Zulian, G., Lavalley, C. (2014). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessment under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 : 2nd report - final, February 2014. In Technical Report (Vol. 2014–080). DOI: 10.2779/75203
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian A., Vallecillo, S., Petersen, J.E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A.I., Czucz, B., Mauri, A., Löffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T. & Werner, B. 2018. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for mapping and assessment of ecosystem condition in EU. DOI: 10.2779/41384

- Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., La Notte, 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(1), 31–39. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.06.004
- Maes, W.H., Pashuysen, T., Trabucco, A., Veroustraete, F. & Muys, B. 2011. Does energy dissipation increase with ecosystem succession? Testing the ecosystem exergy theory combining theoretical simulations and thermal remote sensing observations. *Ecol. Modell.* 222, 3917–3941. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2011.08.028
- Maturana, H. & Varela, F.J. 1998. *The tree of knowledge*. (revised ed.). Boston, MA: Shambala Press.
- Menzel, S., Kappel, C.V., Broitman, B.R., Micheli, F. & Rosenberg, A.A. 2013. Linking human activity and ecosystem condition to inform marine ecosystem based management. *Aquatic Conservation of Marine Freshwater Ecosystems*, 23: 506-514. DOI: 10.1002/aqc.2365
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA) 2005. Island Press.
- Millar, C.I., Stephenson, N.L., Stephens, S.L., 2007. Climate Change and Forests of the Future: Managing in the Face of Uncertainty. *Ecol. Appl.* 17, 2145–2151. DOI: 10.1890/06-1715.1
- Müller, F., 1997. State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecol. Modell.* 100, 135–161. DOI: 10.1016/S0304-3800(97)00156-7
- Müller, F. & Burkhard, B. 2012. The indicator side of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 1, pp. 26–30. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.06.001.
- Müller, F. & Kroll, F. 2011. Integrating ecosystem theories - Gradients and orientors as outcomes of self-organized processes. *International Journal of Design and Nature and Ecodynamics*, 6(4), pp. 318–341. DOI: 10.2495/DNE-V6-N4-318-341.
- Müller, F., Burkhard, B., Kroll, F., 2010. Landform - Structure, Evolution, Process Control 115, 221–242. DOI: 10.1007/978-3-540-75761-0
- Müller, F., Hoffmann-Kroll, R., Wiggering, H., 2000. Indicating ecosystem integrity - Theoretical concepts and environmental requirements. *Ecol. Modell.* 130, 13–23. DOI: 10.1016/S0304-3800(00)00210-6
- Müller, F. 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecol. Indic.* 5, 280–294. DOI: 10.1016/j.ecolind.2005.03.017
- Müller, F., Fohrer, N. & Chicharo, L. 2015. The Basic Ideas of the Ecosystem Service Concept. In: Chicharo, L., F. Müller & N. Fohrer, 2015: *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*. Springer Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 7-33. DOI: 10.1007/978-94-017-9846-4\_2
- Nedkov, S. & Burkhard, B. 2012. Flood regulating ecosystem services – mapping supply and demand in the Etropole Municipality. Bulgaria. *Ecological Indicators* 21, 67–79. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.022
- Nielsen, S.N. & Jorgensen, S.E. 2013. Goal functions, orientors and indicators (GoFORit's) in ecology. Application and functional aspects-Strengths and weaknesses. *Ecol. Indic.* 28, 31–47. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.12.015
- Niemi, G.J. & McDonald, M.E. 2004. Application of ecological indicators\*. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 35, 89–111. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132

- Paetzold, A., Warren, P.H. & Maltby, L.L. 2010. A framework for assessing ecological quality based on ecosystem services. *Ecological Complexity*, 7(3), 273–281. DOI: 10.1016/j.ecocom.2009.11.003
- Parrott, L. 2010. Measuring ecological complexity. *Ecol. Indic.* 10, 1069–1076. DOI: 10.1016/j.ecolind.2010.03.014
- Pascual, M., Miñana, E.P. & Giacomello, E. 2016. Integrating knowledge on biodiversity and ecosystem services: Mind-mapping and Bayesian Network modelling. *Ecosyst. Serv.* 17, 112–122. DOI: 10.1016/j.ecoser.2015.12.004
- Pelosi, C., Pey, B., Hedde, M., Caro, G., Capowiez, Y., Guernion, M., Peigné, J., Piron, D., Bertrand, M., Cluzeau, D. 2014. Reducing tillage in cultivated fields increases earthworm functional diversity. *Applied Soil Ecology*, 83, 79–87. DOI: 10.1016/j.apsoil.2013.10.005
- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307:321–326. DOI: 10.1038/307321a0
- Pollino, C.A., Woodberry, O., Nicholson, A., Korb, K. & Hart, B.T. 2007. Parameterisation and evaluation of a Bayesian network for use in an ecological risk assessment. *Environmental Modelling & Software*, 22(8), 1140–1152. DOI: 10.1016/j.envsoft.2006.03.006
- Poppenborg, P. & Koellner, T. 2014. A Bayesian network approach to model farmers' crop choice using socio-psychological measurements of expected benefits of ecosystem services. *Environ. Model. Softw.* 57, 227–234. DOI: 10.1016/j.envsoft.2014.03.006
- QGIS zonal statistics plugin, 2019. [https://docs.qgis.org/2.18/en/docs/user\\_manual/plugins/plugins\\_zonal\\_statistics.html](https://docs.qgis.org/2.18/en/docs/user_manual/plugins/plugins_zonal_statistics.html) (Date: 10.9.2019)
- Ramsfield, T.D., Bentz, B.J., Faccoli, M., Jactel, H., Brockerhoff, E.G., 2016. Forest health in a changing world: Effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts. *Forestry* 89, 245–252. DOI: 10.1093/forestry/cpw018
- Rapport, D.J., Costanza, R., McMichael, A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *Trends Ecol. Evol.* 13, 397–402. DOI: 10.1016/S0169-5347(98)01449-9
- Regan, H.M., Colyvan, M. & Burgman, M.A. 2002. A taxonomy and treatment of uncertainty for ecology and conservation biology. *Ecological applications*, 12(2), 618–628. DOI:10.1890/1051-0761(2002)012[0618:ATATOU]2.0.CO;2
- Revenga, C. 2005. Developing indicators of ecosystem condition using geographic information systems and remote sensing. *Reg. Environ. Change*, 5:205–214. DOI: 10.1007/s10113-004-0085-8
- Reza, M.I.H. & Abdullah, S.A. 2011. Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators* 11, 220–229. DOI: 10.1016/j.ecolind.2010.08.010
- Roche, P.K. & Campagne, C.S. 2018. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 29:63–68. DOI: 10.1016/j.cosust.2017.12.009
- Rousseau, L., Fonte, S. J., Téllez, O., Van Der Hoek, R., & Lavelle, P. 2013. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological Indicators*, 27, 71–82. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.11.020

- Roy, D.P., Wulder, M.A., Loveland, T.R., Woodcock, C.E., Allen, R.G., Anderson, M.C., Helder, D., Irons, J.D., Johnson, D.M., Kennedy, R., Scambos, T.A., Schaaf, C.B., Schott, C.B., Scheng, Y., Vermonte, E.F., Belward, A.S., Bindschadler, R., Cohen, W.B., Gao, F., Hipple, J.D., Hostert, P., Huntington, J., Justice, C.O., Kilic, A., Kovalskyy, V., Lee, Z.P., Lymburner, L., Masek, J.G., McCorkel, J., Shuai, Y., Trezza, R., Vogelmann, J., Wynne, R.H. & Zhu, Z. 2014. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment*, 145, 154–172. DOI: 10.1016/j.rse.2014.02.001
- Schneider, E.D. & Kay, J.J. 1994. Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. *Math. Comput. Model.* 19, 25–48. DOI: 10.1016/0895-7177(94)90188-0
- Schneiders, A. & Müller, F. 2017. A natural base for ecosystem services. In: Burkhard, B. and Maes, J. (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/ab.e12837
- Schott, C. 1956. *Die Naturlandschaften Schleswig-Holsteins*. Neumünster: Karl Wachholtz Verlag.
- Schröter, M., van der Zanden, E.H., van Oudenhoven, A.P.E., Remme, R.P., Serna-Chavez, H.M., de Groot, R.S. & Opdam, P. 2014. Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters*, 7(6), pp. 514–523. DOI: 10.1111/conl.12091
- Schröter, M., Albert, C., Marques, A., Tobon, W., Lavorel, S., Maes, J., Brown, C., Klotz, S. & Bonn, A. 2016. National ecosystem assessments in Europe: a review. *Bioscience* 66: biw101. DOI: 10.1093/biosci/biw101
- Schulp, C.J.E., Burkhard, B., Maes, J., van Vliet, J. & Verburg, P.H. 2014. Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale. – *PloS ONE* 9(10): e109643. DOI: 10.1371/journal.pone.0109643
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S. & Schmidt, S. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of applied Ecology*, 48(3), 630-636. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x
- Shao, G. & Wu, J. 2008. On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data. *Landscape Ecology*, 23(5), 505-511. DOI: 10.1007/s10980-008-9215-x
- Slocumbe, D.S. 1992. Environmental monitoring for protected areas: Review and prospect. *Environmental Monitoring Assessment*, 21, 49–78. DOI: 10.1007/BF00400057
- Sohel, M.S.I., Ahmed Mukul, S. & Burkhard, B. 2015. Landscape's capacities to supply ecosystem services in Bangladesh: A mapping assessment for Lawachara National Park. *Ecosystem Services*. Elsevier, 12, pp. 128–135. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.11.015
- Statistical Agency North (dt: Statistikamt Nord) 2010. Agricultural census in Schleswig-Holstein 2010. Personal Communication.
- Stewig, R. 1982. *Landeskunde von Schleswig-Holstein*. Geocolleg 5. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger.
- Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet García, F.J., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Carranza, M.L., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T. & Müller, F. 2015. Assessment of spatial ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. – *Ecological Modelling* 295: 75–87. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019

- Stritih, A., Bebi, P. & Grêt-Regamey, A. 2019. Quantifying uncertainties in earth observation-based ecosystem service assessments. *Environmental Modelling & Software*, 111, 300–310. DOI: 10.1016/j.envsoft.2018.09.005
- Syrbe, R.U. & Grunewald, K. 2017. Ecosystem service supply and demand – the challenge to balance spatial mismatches. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13. DOI: 10.1080/21513732.2017.1407362
- Syrbe, R.U., Schröter, M., Grunewald, K., Walz, U. & Burkhard, B. 2017. What to map? In: Burkhard, B. & Maes, J. (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/ab.e12837
- Taube, F., Henning, C., Albrecht, E., Reinsch, T., Kluß, C. 2015. Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein. Im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume. DOI: 10.13140/RG.2.1.2965.0005
- Teller, A. 2017. Foreword. In: Burkhard, B. & Maes, J. (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, p. 374. DOI: 10.3897/ab.e12837
- Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P. J., Moreno, G., & Plieninger, T. (2016). Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 230, 150–161. DOI: 10.1016/j.agee.2016.06.002
- Tully, K., & Ryals, R. 2017. Nutrient cycling in agroecosystems: Balancing food and environmental objectives. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41(7), 761–798. DOI: 10.1080/21683565.2017.1336149
- USGS. 2019. United States Geological Survey. <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Date: 21.09.2019)
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J. & Marja, R. 2009. Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Reviews in Landscape Research*, 3, 1–28. DOI: 10.12942/lrlr-2009-1
- Uusitalo, L. 2007. Advantages and challenges of Bayesian networks in environmental modelling. *Ecol. Modell.* 203, 312–318. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.11.033
- van der Werff, H. & van der Meer, F. 2016. Sentinel-2A MSI and Landsat 8 OLI provide data continuity for geological remote sensing. *Remote Sensing*, 8(11). DOI: 10.3390/rs8110883
- Vargas, L., Remme, R.P., Vargas, L., Hein, L. & Remme, R.P. 2017. Accounting for ecosystem assets using remote sensing in the Colombian Orinoco River Basin lowlands. *Remote Sensing*, 9(11), 2060–2071. DOI: 10.1117/1.JRS.11.026008
- Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A. & Burkhard, B. 2010. Ecosystem services-A tool for sustainable management of human-environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecol. Complex.* 7, 410–420. DOI: 10.1016/j.ecocom.2009.12.002
- Villamagna, A.M., Angermeier, P.L. & Bennett, E.M. 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*. Elsevier B.V., 15, pp. 114–121. DOI: 10.1016/j.ecocom.2013.07.004
- Walz, U. 2014. Indicators to monitor the structural diversity of landscapes. *Ecological Modelling*, 295, 88–106. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.07.011
- Westra, L., Miller, P., Karr, J.R., Rees W.E. & Ulanowicz, R.E. 2000. Ecological integrity and the aims of the Global Integrity Project. In: Pimentel, D., Westra, L. & Reed, F.N. (eds.): *Integrating Environment, Conservation, and Health*, 19–44. Washington D.C: Island Press.

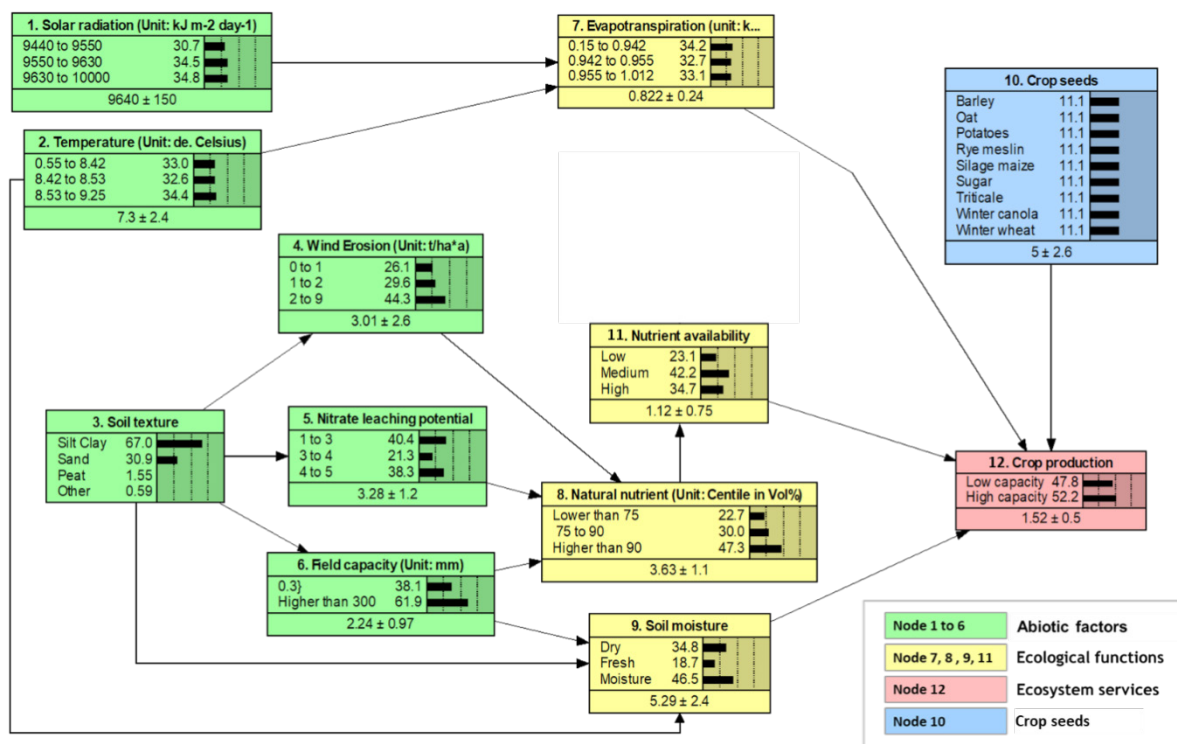
Woodcock, C.E. 2002. Uncertainty in remote sensing. In: Foody, G.M. & Atkinson, P.M. (eds.): Uncertainty in remote sensing and GIS. DOI: 10.1002/0470035269.ch2

Xiao, R. bo, Ouyang, Z. yun, Zheng, H., Li, W. feng, Schienke, E. W., & Wang, X. ke. (2007). Spatial pattern of impervious surfaces and their impacts on land surface temperature in Beijing, China. Journal of Environmental Sciences, 19(2), 250–256. DOI: 10.1016/S1001-0742(07)60041-2

Xu, C., Li, Y., Hu, J., Yang, X., Sheng, S. & Liu, M. 2012. Evaluating the difference between the normalized difference vegetation index and net primary productivity as the indicators of vegetation vigor assessment at landscape scale. Environmental Monitoring and Assessment 184, 1275–1286. DOI: 10.1007/s10661-011-2039-1

Zhao, M., Heinsch, F.A., Nemani, R.R. & Running, S.W. 2005. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. Remote Sensing of Environment, 95(2), 164–176. DOI: 10.1016/j.rse.2004.12.011

## Appendix



Appendix 1: Bayesian Belief Network assessing crop production potential in Schleswig-Holstein state.



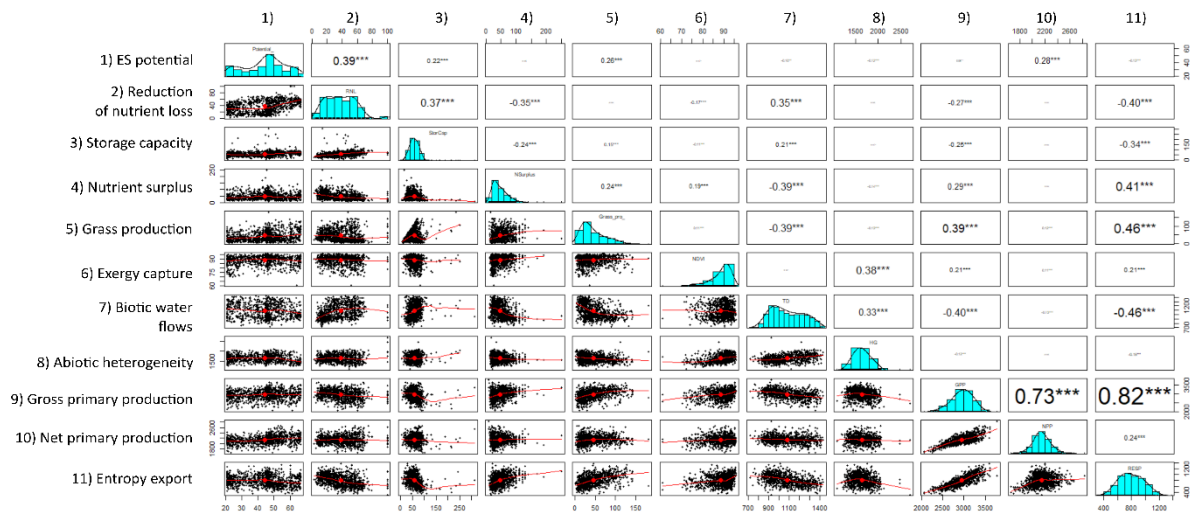
Appendix 2. The description of environmental, fertilizer and crop data as input data for the developed Bayesian Belief Network.

No.	Variable	Source	Available values
1	Land use and cover (LULC)	The CORINE Land Cover (CLC) inventory provided by Copernicus Land Monitoring Service <sup>2</sup> with resolution of 100m	33 types from CORINE LULC
2	Soil	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR, eng.: State Agency for Agriculture, the Environment and Rural Areas) <sup>3</sup> at scale of 1 : 250 000	Include soil properties about field capacity, nutrient availability and soil moisture in detail for whole region
3	Geology	LLUR <sup>3</sup> at scale of 1 : 250 000	Include stratigraphy in detail (more than 30 types)
4	Erosion by wind	LLUR <sup>2</sup> at scale of 1 : 250 000	For whole region, including 9 classes (0-5 representing from “no” to “very high” risk; 6 = dike; 7= tidal flat, 8= urban area, 9=waterbodies)
5	Erosion by water	LLUR <sup>3</sup> at scale of 1 : 250 000	For whole region, including 9 classes (0-5 representing from “no” to “very high” risk; 6 = dike; 7= tidal flat, 8= urban area, 9=waterbodies)
6	Nitrate leaching potential	LLUR <sup>3</sup> at scale of 1 : 250 000	5 classes from “very low“ to “very high“
7	Temperature	Downloaded from WorldClim <sup>4</sup> website - Free global climate data (period of 1960-1990) with resolution of 1 km <sup>2</sup>	Monthly, In average (Unit: degree Celsius)
8	Wind speed		Monthly, In average (Unit: m/s)
9	Water vapor pressure		Monthly, In average (Unit: kPa)
10	Precipitation		Monthly, In average (Unit: mm)
11	Solar radiation		Monthly, In average (Unit: kJ m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )
12	Crop types	Statistical reports, on the scale of municipalities	9 crop types (including barley, oat, potatoes, rye meslin, silage maize, sugar, triticale, winter canola and winter wheat)

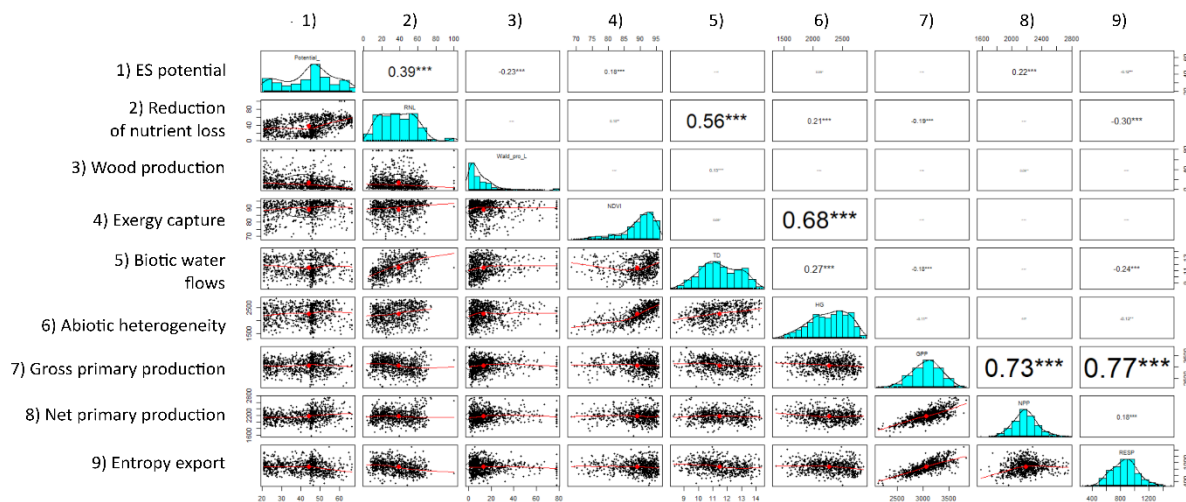
<sup>2</sup> <https://land.copernicus.eu/>

<sup>3</sup> <http://www.umweltdaten.landsh.de/>

<sup>4</sup> <http://www.worldclim.org/>



Appendix 3: Correlation table presenting the statistical correlations between selected ecological integrity and ecosystem service variables. The remote sensing data sets were sampled in **grasslands**. A Pearson’s correlation was performed for: 1) Crop production ES *potential* (BBN approach), 2) EI variable reduction of nutrient loss (as nitrate leaching potential), 3) EI variable storage capacity (as residual biomass), 4) estimated nitrogen surplus (Bicking et al. 2018), 5) grass production (as grass yield), 6) EI variable exergy capture (as NDVI), 7) EI variable biotic water flows (as temperature difference) and 8) Abiotic heterogeneity (as edge density), 9) Gross primary production, 10) Net primary production and 11) EI variable entropy export (as respiration).



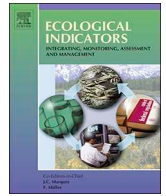
Appendix 4: Correlation table presenting the statistical correlations between selected ecological integrity and ecosystem service variables. The remote sensing data sets were sampled in **forests**. A Pearson’s correlation was performed for: 1) Crop production ES *potential* (BBN approach), 2) EI variable reduction of nutrient loss (as nitrate leaching potential), 3) Wood production (as timber growth), 4) EI variable exergy capture (as NDVI), 5) EI variable biotic water flows (as temperature difference), 6) Abiotic heterogeneity (as edge density), 7) Gross primary production, 8) Net primary production and 9) EI variable entropy export (as respiration).



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

## Ecological Indicators

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/ecolind](http://www.elsevier.com/locate/ecolind)

## Original Articles

## Assessing ecosystem service potentials to evaluate terrestrial, coastal and marine ecosystem types in Northern Germany – An expert-based matrix approach



Felix Müller<sup>a,\*</sup>, Sabine Bicking<sup>a,b</sup>, Kai Ahrendt<sup>c</sup>, Dang Kinh Bac<sup>a,d</sup>, Irmgard Blindow<sup>e</sup>, Christine Fürst<sup>f</sup>, Peter Haase<sup>g,s</sup>, Marion Kruse<sup>a</sup>, Tim Kruse<sup>a</sup>, Liwei Ma<sup>a,h</sup>, Marie Perennes<sup>i,b</sup>, Ivana Ruljevic<sup>a</sup>, Gerald Schernewski<sup>j</sup>, Claus-Georg Schimming<sup>k</sup>, Anik Schneiders<sup>l</sup>, Hendrik Schubert<sup>m</sup>, Johanna Schumacher<sup>i</sup>, Ulrike Tappeiner<sup>n,o</sup>, Peter Wangai<sup>a,p</sup>, Wilhelm Windhorst<sup>a</sup>, Jakub Zeleny<sup>a,q,r</sup>

<sup>a</sup> Christian-Albrechts-University of Kiel, Institute for Natural Resource Conservation, Dept. Ecosystem Management, Olshausenstrasse 75, D 24118 Kiel, Germany

<sup>b</sup> Leibniz Universität Hannover, Institute of Physical Geography & Landscape Ecology, Schneiderberg 50, 30167 Hannover, Germany

<sup>c</sup> Company for Environment and Coast, Steinstrasse 25, D 24118 Kiel, Germany

<sup>d</sup> Faculty of Geography, VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam

<sup>e</sup> University of Greifswald, Biological Station of Hiddensee, Biologenweg 15, D 18565 Kloster, Germany

<sup>f</sup> Martin Luther University Halle-Wittenberg, Institute for Geosciences and Geography, Dept. Sustainable Landscape Development, Von Seckendorff-Platz 4 06120 Halle, Saale, Germany

<sup>g</sup> Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Abteilung Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, D 63571 Gelnhausen, Germany

<sup>h</sup> Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, 20 Nanxincun, Xiangshan, 1000093 Beijing, China

<sup>i</sup> Christian-Albrechts-University of Kiel, Institute for Natural Resource Conservation, Dept. Landscape Ecology, Olshausenstrasse 75, D 24118 Kiel, Germany

<sup>j</sup> Leibniz-Institute for Baltic Sea Research, Coastal & Marine Management, Seestrasse 15, D-18119 Rostock, Germany

<sup>k</sup> Christian-Albrechts-University of Kiel, Institute for Natural Resource Conservation, Dept. Ecohydrology, Olshausenstrasse 75, D 24118 Kiel, Germany

<sup>l</sup> Research Institute for Nature and Forest, Havenloan 88 (73), B 1000 Brussels, Belgium

<sup>m</sup> University of Rostock, Institute for Biosciences, Aquatic Ecology, Albert-Einsteinstraße 3, D 18055 Rostock, Germany

<sup>n</sup> University of Innsbruck, Department of Ecology, Sternwartestrasse 15, 6020 Innsbruck, Austria

<sup>o</sup> EURAC Research, Viale Druso 1, 39100 Bozen/Bolzano, Italy

<sup>p</sup> Kenyatta University, School of Environmental Studies, P. O. Box 43844, 00100 GPO Nairobi, Kenya

<sup>q</sup> Global Change Research Institute, The Czech Academy of Sciences, Bělidla 986/4a, 603 00 Brno, Czech Republic

<sup>r</sup> Faculty of Humanities, Charles University in Prague, U Kříže 8, 158 00 Praha 5, Czech Republic

<sup>s</sup> University of Duisburg / Essen, Faculty of Biology, Universitätsstrasse 5, 45141 Essen, Germany

## ARTICLE INFO

## Keywords:

Ecosystem service potential  
Matrix approach  
Qualitative ecosystem assessment  
Terrestrial ecosystem services  
Coastal ecosystem services  
Marine ecosystem services

## ABSTRACT

In this article, a revised and enlarged version of a qualitative assessment matrix for the appraisal of ecosystem service potentials is introduced. The product is a simple tool for scoring terrestrial, coastal and marine ecosystem types with respect to their abilities to provide provisioning, regulating and cultural ecosystem services as well as indicators of ecosystem state by applying criteria of ecosystem integrity. The methodological steps of matrix development are described, and the emerging expert opinions are illustrated by characterizing different ecosystem types, analysing different ecosystem services and showing the outcomes of linked GIS-based mapping exercises. The applicability of the matrix is demonstrated by some case studies. The related uncertainties are characterized and discussed in context with limitations, arising challenges and conceptual problems. The tool is made available on the internet, and the authors are looking forward to critical checks and proposals for improvement.

\* Corresponding author.

E-mail addresses: [fmuller@ecology.uni-kiel.de](mailto:fmuller@ecology.uni-kiel.de) (F. Müller), [sbicking@ecology.uni-kiel.de](mailto:sbicking@ecology.uni-kiel.de) (S. Bicking), [ahrendt@ICZM.de](mailto:ahrendt@ICZM.de) (K. Ahrendt), [blindi@uni-greifswald.de](mailto:blindi@uni-greifswald.de) (I. Blindow), [christine.fuerst@geo.uni-halle.de](mailto:christine.fuerst@geo.uni-halle.de) (C. Fürst), [Peter.Haase@senckenberg.de](mailto:Peter.Haase@senckenberg.de) (P. Haase), [mkruse@ecology.uni-kiel.de](mailto:mkruse@ecology.uni-kiel.de) (M. Kruse), [tkruse@ecology.uni-kiel.de](mailto:tkruse@ecology.uni-kiel.de) (T. Kruse), [maliwei@ibcas.ac.cn](mailto:maliwei@ibcas.ac.cn) (L. Ma), [mperennes@ecology.uni-kiel.de](mailto:mperennes@ecology.uni-kiel.de) (M. Perennes), [gerald.schernewski@io-warnemuende.de](mailto:gerald.schernewski@io-warnemuende.de) (G. Schernewski), [cschimming@ecology.uni-kiel.de](mailto:cschimming@ecology.uni-kiel.de) (C.-G. Schimming), [anik.schneiders@inbo.be](mailto:anik.schneiders@inbo.be) (A. Schneiders), [hendrik.schubert@uni-rostock.de](mailto:hendrik.schubert@uni-rostock.de) (H. Schubert), [johanna.schumacher@io-warnemuende.de](mailto:johanna.schumacher@io-warnemuende.de) (n. Schumacher), [Ulrike.Tappeiner@uibk.ac.at](mailto:Ulrike.Tappeiner@uibk.ac.at) (U. Tappeiner), [wangai.peter@ku.ac.ke](mailto:wangai.peter@ku.ac.ke) (P. Wangai), [zeleny.j@czechglobe.cz](mailto:zeleny.j@czechglobe.cz) (J. Zeleny).

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106116>

Received 1 October 2019; Received in revised form 13 January 2020; Accepted 16 January 2020

1470-160X/ © 2020 Elsevier Ltd. All rights reserved.

## 1. Introduction

Looking into the popular accounting lists of scientific studies and papers, one of the most successful concepts of the last decades in environmental management is the approach of ecosystem services. These contributions of ecosystem functions and structures to human wellbeing (Burkhard et al., 2010) attractively provide convincing arguments for choosing sustainable pathways in decision making processes (MEA, 2005; Martinez-Harms et al., 2015; Daily et al., 2009; Kumar, 2012; Portman, 2013; Ruckelshaus et al., 2015). Therefore they are efficient and conclusive causes of motivations for nature protection (de Groot et al., 2010; Costanza et al., 2017). Furthermore, the assessment of provisions, regulations and cultural impressions seems to be a challenging aggregation strategy for ecosystem-based concepts of environmental analysis (Kandziora, 2013; Grunewald et al., 2015). Consequently, a highly motivated community of scientists in the fields of e.g. economy, ecology, social sciences, geography, and philosophy has actively participated in the increase of ecosystem service sciences throughout the last years (Costanza et al., 2017; Gómez-Bagethun et al., 2010). Furthermore, the idea has convinced politicians and decision makers, mainly on international levels (e.g., TEEB, 2009; European Union, 2011; Boykin et al., 2013; IPBES, 2018), thus the foundation of international panels and strategies has been strongly pushed forward during the last years. Summarizing, we can say, “yes” – the ecosystem service approach has been extremely successful in the scientific surroundings.

But what about applications? One of the most significant backlogs of the young ecosystem service approach is the lack of implementations in practice. And – enfolding this context - one of the most significant disadvantages of serious ecosystem service assessments is the enormously high complexity which the user has to cope with: For a consequent systems-based assessment it is necessary to analyse several different ecosystem service classes (Potschin and Haines-Young, 2016; Ditttrich et al., 2017; Mouchet et al., 2017; Meynhardt et al., 2016), thus one needs several indicators, which must be assigned to several valuation systems or philosophies (Müller and Burkhard, 2012); and for all of these service types, special methodologies are suggested in the literature (Potschin-Young, 2018; Egoh et al., 2007; Santos-Martin et al., 2018) and the internet (e.g. project web pages like OPPLA<sup>1</sup>, OPERAS<sup>2</sup>, ESERALDA<sup>3</sup>, ESP<sup>4</sup>), enfolding a seemingly endless amount of approaches, expenditures, calculations, demands for manpower with high information degrees and appraisals. Therefore, one rarely can find bundling applications of the ecosystem service approach, e.g. at the local or municipality levels in environmental management. However, some first bottom-up studies that modified the matrix based ecosystem service assessment proved the interest of practice and revealed which criteria in the assessment are relevant to make it acceptable, transparent and reliable for decision makers (Arnold et al., 2018; Gorn et al., 2018; Spyra et al., 2018).

In this gradient position between the challenging potential to provide interesting and important information for problem solving at the one side, and a hardly workable complexity on the other, a methodological compromise might help: Instead of linking complicated equation systems, coupling multiple statistical outcomes or measuring sophisticated environmental parameters in long-term endeavours, the target of an aggregated and generalized information system can be followed, leading to a manageable instrument for applied ecosystem service assessments, especially in exploring alternatives or comparing scenarios. In order to do so, one has to be aware that the related uncertainty of that tool, which cannot provide the exactness of e.g. complex

measuring campaigns, will be discussed devotedly. But for the preparation of decisions, for getting a first impression and for taking into account the often demanded holistic bundles of services and state variables (Ditttrich et al., 2017), a generalizing approach can be found as the only solution. Thus, there is a need for robust and scientifically sound methods for ES assessments (Harrison et al., 2017; Campagne and Roche, 2018) which are understandable and supported by the end-users, which are not excessively time consuming in application and which can help solving the urgency – uncertainty dilemma of ecosystem service assessments. These approaches are especially suitable if sources of data are scarce because then expert knowledge can be very helpful (Schulp et al., 2014, Jacobs et al., 2015).

Several authors (e.g. Burkhard and Maes, 2017; Grêt-Regamey et al., 2015, 2018), who have realized these strategic trade-offs, are using the concept of tiers, as “a classification of available methods according to the level of detail and complexity with the aim of providing advice on method choice.” (Burkhard and Maes, 2017, pp. 371). Grêt-Regamey et al. (2018) distinguish three tiers, which include different mapping approaches, comprising of look-up tables, expert knowledge, causal relationships, extrapolation of primary data, regression and systems models. The approaches can be distinguished due to their increasing functional complexity, the data demand, data quality and the complexity of the methods. Tier 1, mostly based on land cover and land use information, is suitable for the provision of an overview, tier 2 should be applied if process-understanding is necessary and tier 3 should be used if explicit measures and the output of biophysical process models are needed. Furthermore, the suitability of approaches is influenced by the spatio-temporal working scale and the possible expenditure. Therefore, many applied solutions must be assigned to tiers 1 or 2. Also, while applying the following methodology, we are working in a range between tier 1 and tier 2.

Within these conditions and constraints, we have developed an upgraded new ecosystem service matrix approach which is based on the expertise of several colleagues and quantitative applications, assigned to higher, empirical or model-based tier classes. It provides an advanced guideline of the “Kiel matrix approach” to better integrate the ecosystem service concept into modern decision-making processes. We are building upon the methodologies which have been generally described in different papers (e.g. Burkhard et al., 2009, 2012, 2014, Nedkov and Burkhard, 2012; Kandziora, 2013; Jacobs et al., 2015), by local and regional case studies (e.g. Bicking et al., 2018; Dang et al., 2018a, 2018b; Hou et al., 2018; Kopperoinen et al., 2014; Koschke et al., 2012; Kroll et al., 2012; Ma et al., 2018; Stoll et al., 2015; Wangai et al., 2017, 2019; Rova et al., 2015; Vihervaara et al., 2012) and by several theses that have applied the ecosystem service matrix<sup>5</sup>. Recently, some new concepts and proposals have been published which concentrate on the methodologies of expert derived ecosystem service assessment matrixes (e.g. Hou et al., 2013; Schulp et al. 2014, Campagne et al. 2017, Campagne and Roche 2018, Gorn et al. 2018). Their outcomes and the respective demands will be discussed in the forthcoming text.

For this paper, the reliable matrix concept which was initiated in 2009, has been updated in context with the research projects BACOSA II (Baltic Coastal System Analysis and Status Evaluation)<sup>6</sup> and SECOS II (The Service of Sediments in German Coastal Seas)<sup>7</sup>, in order to assess and map ecosystem service provisions for the terrestrial, semi-terrestrial and marine ecosystems of the Baltic Sea around the German coast. The resulting assessment scheme should therefore be comprehended as a general guideline (not a fixed “computational regulation”) which has

<sup>5</sup> See e.g. <http://www.ecosystem-management.uni-kiel.de/de/studium/abschlussarbeiten/>

<sup>6</sup> See e.g. <https://www.oekologie.uni-rostock.de/forschung/aktuelle-projekte/bacosa-ii/>

<sup>7</sup> See e.g. <https://www.io-warnemuende.de/project/30/secos.html>

<sup>1</sup> <https://oppla.eu/>

<sup>2</sup> <http://www.operas-project.eu/>

<sup>3</sup> <http://www.esmeralda-project.eu/>

<sup>4</sup> <https://www.es-partnership.org/>

been optimized to fit the conditions of regional Northern German ecosystem complexes and which is mainly basing upon the ecosystem distinctions of the European CORINE land cover system<sup>8</sup>. Furthermore, the utilized classification of ecosystem services is basing upon the papers of Burkhard et al. (2014) and Kandziora (2013). It additionally includes the attributes of ecosystem integrity as proposed by Müller (2005) as well as Müller and Burkhard (2010, 2012) in order to integrate information on the ecosystem state for application purposes.

Due to the described demands, the modifications compared to e.g. Burkhard et al. (2014) are mainly referring to the following points:

- New ecosystem and landscape types have been integrated.
- Coastal ecosystems and coastal infrastructures have been enclosed.
- Seascape units have been added.
- Attributes of ecosystem integrity have been re-arranged and added to indicate ecosystem conditions.
- The scoring system has been adapted.
- The expert check has been intensified.
- The possibility to quickly derive locally adapted versions has been increased.
- Indications of uncertainties have been implemented.

Consequently, the central objectives of this article are:

- to inform colleagues and stakeholders about the advanced assessment matrix as a quick and practical management tool,
- to present advantages, problems, applications and challenges of the approach, and
- to provide an updated discussion basis for the improvement and further development of the matrix tool. Therefore, this documentation in focus is directed towards a feed back from the reader, demonstrating the recent stage of a continuous developmental process.

The respective focal research questions can be formulated as follows:

- Does it make sense to construct an applicable table of potential human utilities provided by different ecosystem types as a tool in sustainability management?
- How high is the inherent uncertainty of such an approach and does the advantage of bundling a comprehensive set of knowledge predominate the potential inexactness of the assessment?
- Which steps have to be taken to improve the presented ecosystem service - probability table?

The subsequent text consists of a description of the applied methodological steps for the development of the assessment system. The *material and methods* section is followed by a specification of the outgoing prototype and its applicability as a focus of the *results*. Here, the different ecosystem types are compared as well as the different ecosystem service groups. Applications are discussed, and the nexus towards ecosystem service mapping and potentials to illustrate the outcomes is described thereafter. In the *discussions* uncertainties and critical points, developmental questions and special challenges are debated as well as case studies, which demonstrate the applicability of the concept. The paper ends with *conclusions* and extended *acknowledgements* to the supporters and experts who have assisted the construction of the introduced matrix. The tool itself can be downloaded as part of the *attachments* together with a comprehensive set of illustrative figures of ecosystem service profiles.

## 2. Materials and methods

The proposed matrix is mainly based on the permanent development of the approach after the start in the year 2009. There have been several problems detected since then, which are partially solved in the new approach. This improvement has also become possible because of a high number of regional applications and several technical linkages with other approaches. For example, there has been an integration of new methodologies, e.g. by utilizing Bayesian Belief Networks (e.g. Dang et al., 2018a), fuzzy set approaches and self-learning machines (e.g. Dang et al., 2018b), statistical procedures (e.g. Bicking et al., 2018; Zeleny et al., *subm.*), INVEST models (Daily et al., 2009)<sup>9</sup>, applications of the GISCAME platform (e.g. Fürst et al., 2013; Frank et al., 2015; Arnold et al., 2018) and remote sensing techniques (e.g. Kandziora and Dörnhöfer, 2014), and multiple activations of other tools.

To describe the general procedure of matrix development, we can follow the actually published matrix methodology steps after Campagne and Roche (2018). They are listed in Table 1, where at the right side (second column) the actual implementation of the proposed methodological sequence (left side and first column) is documented. As several steps have been distributed over rather long time spans, some of the youngest steps shall be explained shortly:

- *Expert panel selection (step 1 a-c in Table 1)*: Since 2009, several expert groups and individuals have been providing critical statements on the matrix approach. For the final check of the presented matrix, the time steps are listed as step 4 in Table 1. In 2016, an internal working group was founded (which mainly consisted of the authors with a (former or current) affiliation at the University of Kiel). This group has developed the transformation from the old matrix values into the new forms and scores and proposed ecosystem service potentials for the new ecosystem types. The group also proposed the names of potential experts. The outcome of the internal group discussions was then sent to 110 external colleagues.
- *Scoring methodology elaboration (step 1 d)*: Throughout several applications, it became obvious that the old scoring system (values between 0 and 5) signalizes a realistic selectivity and intensively demonstrates the qualitative character and the high uncertainty of the suggested probability values. But problems were arising when high values (e.g. 5) had to be enhanced, e.g. in developmental scenarios. Also, when similar land use units had to be compared, the scoring system could not be applied meaningfully because the span of values was too small. Therefore, it was proposed to set the scores between 0 and 100 points, similar to the modelling system GISCAME<sup>10</sup> (see e.g. Frank et al., 2015; Fürst et al., 2016).
- *Initial matrix creation (step 3.a)*: This step was carried out by the authors located in Kiel (s.a.) throughout a sequence of intensive meetings and workshops.
- *Filling in the matrix and expert consultations (step 4.b)*: The youngest expert consultations were carried out during the spring seasons of 2017 and 2018. Additionally to the experts commenting on the matrix before 2017 (see acknowledgements), 110 colleagues were asked for expert judgements on the proposed matrix. They were asked to check the total concept and to comment especially on those ecosystem types or service groups connected to their expertise. The feedback rates from the last survey reached a surprisingly high number of 50%. Especially terrestrial and coastal ecosystems, inland waters and cultural services reached return rates higher than 50% while the values of the horizontal tests for integrity, provisioning services and regulating services were about 20%, respectively.

<sup>9</sup> See also <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>

<sup>10</sup> [https://www.giscame.com/giscame/english\\_publications\\_publications.html](https://www.giscame.com/giscame/english_publications_publications.html)

<sup>8</sup> See e.g. <https://www.eea.europa.eu/publications/CORO-landcover>

**Table 1**

The matrix methodology steps following [Campagne and Roche \(2018\)](#) and the respective steps concerning the proposed matrix of this paper.

Working steps following <a href="#">Campagne and Roche (2018)</a>	Realization of the working steps concerning the matrix concept of this paper
1. Goal and preparation phase	1. General start: <a href="#">Burkhard et al. (2009)</a>
a. Ecosystem service selection	a. <a href="#">Kandziora et al. (2013)</a>
b. Ecosystem type selection	b. <a href="#">Burkhard et al. (2014)</a>
c. Expert panel selection	c. Internal and external panels (see text)
d. Scoring methodology elaboration	d. <a href="#">Burkhard et al. (2009)</a> → 0 to 5, <a href="#">Frank et al. (2014)</a> → 0 to 100 (see text)
2. Workshop conduction	2. Several workshops and meetings since 2009
3. Initial matrix creation	3. Preparation of 2009 – paper (e.g. <a href="#">Kroll et al. 2012</a> ) a. group work in 2008 and 2018 (see text)
a. Pre-filled matrix by smaller expert group	
4. Filling-in the matrix	4. Outcome of group work sessions (filled in for the new matrix concept) a. Winter 2017 b. Winter 2017 (see text) c. Spring 2018 d. May and June 2018 e. June and July 2018
a. Full individual filling	
b. Experts were asked for special groups of types or services	
c. Experts make comments on spread-sheet locations and propose different scores	
d. Working group meeting evaluates the expert proposals and determines outcomes, consensus rounds	
e. Variability visible in matrix at excel file	
5. Compiling the values	5. Final compilation: August 2018 ff. (see text)
6. Checking reliability and validation	6. Checking reliability: August 2018 ff. Optimizations due to this paper
7. Outputs	7. Outputs: starting with this paper a. Matrix → annex of this paper b. Maps → several papers in work. Graphs → annex of this paper
a. Matrix	
b. Maps	
c. Graphs	

- *Compiling the values (step 5)*: The incoming expert valuations consisted of newly proposed scores and texts. Both were inserted within the excel sheet. The scoring differences were then discussed by the focal internal expert group and the spans were documented in the final version of the matrix. The texts were used to decide on the outcome of the survey.
- *Checking reliability (steps 6 and 7)*: Steps 6 and 7 are initialized with this paper. The presented matrix is seriously put up for discussion and improvement, and the authors are highly motivated to update the concept due to constructive suggestions from the readers.

Due to the long history of the proposed matrix scheme, the suggested working steps of [Campagne and Roche \(2018\)](#) have been modified, and some of their demands have been neglected. For instance, there was no additional confidence inquiry of the experts, the proposed confidence rating by the experts ([Gorn et al., 2018](#)) was indicated by the uncertainty assessment described in the discussion of this paper. The working plan does not reflect a clear Delphi approach application, although the core group has been working with distinct expert feed backs. Therefore the final version is based on a restricted repetitive survey. The procedure was not carried out in an anonymous way as demanded by [Gorn et al. \(2018\)](#), and there has been no repeated expert feedback by all experts before this paper has been arranged.

On the other hand, the matrix has been checked by some empirical studies which have been carried out in between. During these applications, additional failures, problems and uncertainties have been detected. Also, the suitability of the general matrix for special local or regional valuations has been used for certain adaptations. Those cases will be reported throughout the discussion of this paper. Their sources are described in [Bicking et al. \(2018, 2019\)](#) with respect to [Fig. 7](#), [Ahrendt et al. \(2019\)](#) concerning [Fig. 8](#), as part of the project SECOS (Baltic Sea Atlas, [Fig. 9](#))<sup>11</sup> in [Bicking and Müller \(2019\)](#). The data of [Figs. 11–13](#) have been taken directly from the matrix ([Fig. 1](#)).

### 3. Results

The described procedures resulted in a new table to evaluate the ecosystem service potentials of different land and sea cover types ([Fig. 1](#) and [Appendix I.](#)). The central question for each node of the matrix is

“how high is the potential of the ecosystem type (X- horizontal axis) to provide the ecosystem service or the ecological integrity indicator (Y – vertical axis)?“ The definitions of the services are summarized in the left field of the excel sheet (column A) and are adapted from [Kandziora \(2013\)](#) and [Burkhard et al. \(2014\)](#). The temporal scale of the concept is an annual rhythm, and the spatial scale refers to one homogeneous ecosystem, located in Northern Germany. The characterization of the potentials generally is based on a valuation between 0 and 100 points of a *Relative Ecosystem Service POTential (RESPOT)*. In the attached version, the reader will find proposed values between 10 (actually representing the smallest potentials) and 90 (actually the highest values). These scoring variabilities can be widened to a range between 0 and 100, following the specific experts’ opinions or the local conditions in the specific operated case study. In the attached table, a value of 5 symbolizes provisions which technically could be logically excluded (e.g. fish catches in a forest), but for which the inherent uncertainty of parameter combinations is applied, assigning at least a minimal probability.

The ‘previous’ matrix valuations from 2014 have been transferred into the described scoring system by simple multiplications, accordingly.

Additionally, the scores of the matrix have been translated into “spider graphics” (also called radar-, rose-, amoeba-diagrams) in the attached pdf file ([Appendix II.](#)) for readers who prefer a visual test. The figures include photos of exemplary ecosystems and short definitions of the respective ecosystem types. Most diagrams show three different ecosystems and their proposed scoring values for the provision of the services and systems features noted in the outside ring of the spider figure (see also [Fig. 12](#)).

#### 3.1. Ecosystem services and integrity attributes (vertical issues)

The vertical axis of the matrix contains the selected ecosystem services and integrity attributes. These categories have been chosen due to the regional significances of the respective items and their suitability according to the ecosystem service precursors as well as the approach of ecosystem integrity indication ([Kay, 1991](#); [Müller, 2005](#); [Haase et al., 2018](#)). The latter group shall not be understood as an ecosystem service (such as supporting services of the Millennium Ecosystem Assessment ([MEA, 2005](#))). Instead, it demonstrates a summarizing, holistic and functional picture of the ecological state and quality of the respective system, based upon the capacity of the systems to operate in self-

<sup>11</sup> See also <https://deutsche-kuestenforschung.de/secos.html>

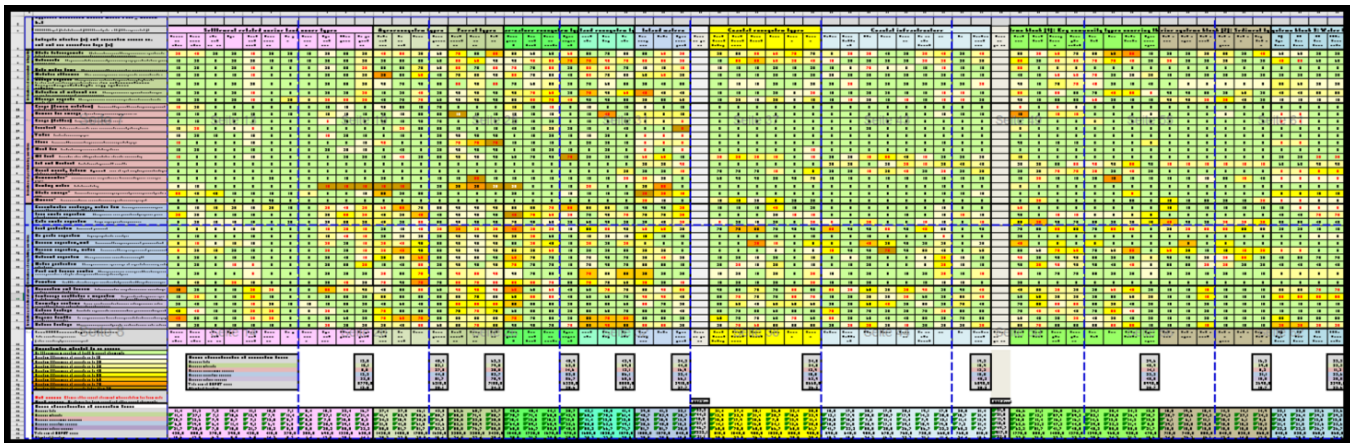


Fig. 1. Overview of the recent ecosystem potential matrix (also available as a supplement in Appendix I.; colours structures, values, etc. are explained in the text).

organized sequences of ecological processes (see Müller et al., 2010; Müller and Burkhard, 2010; Schneiders and Müller, 2017). From our viewpoint, such indications of the ecosystem conditions are essential for environmental assessments, because a concentration on ecosystem services alone would neglect very important information on the environmental state.

3.2. Investigated ecosystem types (horizontal issues)

Also the list of ecosystem types has been modified strongly, compared to the approaches from Burkhard et al. (2009) or (2014): The terrestrial systems still mainly consist of CORINE land cover types. They have been selected with respect to their appearances in northern German landscapes (where e.g. regrettably no olive growths can be found). Besides these reductions, there have been made additional distinctions of types concerning the different shoreline ecosystems. Furthermore, several coastal infrastructural seascape elements have been added, reaching from harbours over coastal protection items such as dikes, groins or breakwaters to promenades or jetties. Finally, there is a new marine block which consists of three classes of marine sub-systems,

- the key habitat and community types covering the sediments (e.g. reed zones, macrophyte stands, mussel beds),
- the different sediment types mainly related to the Baltic Sea (e.g. clay, sand, gravel, silt) and

- the different basic water body types according to the Water Framework Directive of the European Union (e.g. oligohaline inner coastal water bodies,).

3.3. Results with respect to ecosystem types

Figs. 2 and 3 summarize characteristics which describe the distribution of the ecosystem service potentials of the ecosystem groups. With respect to the overall average relative ecosystem service potential (RESPOT) values (Fig. 2), the settlements (avg. RESPOT value of 13.8) have the smallest providing capacity, whereby the minimum can be found in construction sites (avg. 7.1) and the internal maximum value in urban greens (avg. 32.4). Also the coastal infrastructures (avg. 19.3) and the coastal ecosystems (avg. 24.8) show rather small average values. They are followed by inland waters (avg. 34.3), agro ecosystems (avg. 40.9) and nature-near systems (avg. 40.9), wetlands (43.9) and forests (avg. 62.3) on the terrestrial branch. In the marine part, the sediments (avg. 16.2) have the smallest potential, the marine water bodies (avg. 22.3) have a medium position and the marine habitats (avg. 29.6) have the highest ecosystem service provision in the eyes of the experts who have participated in this valuation exercise. The standard deviations generally follow this sequence. Overall it can be stated that the total potential ecosystem service provisioning capacity of terrestrial landscapes is higher (avg. 32.2) than the potentials of marine (avg. 23.5) and coastal (avg. 21.5) land- and seascapes.

When the four ecosystem service classes are distinguished, another

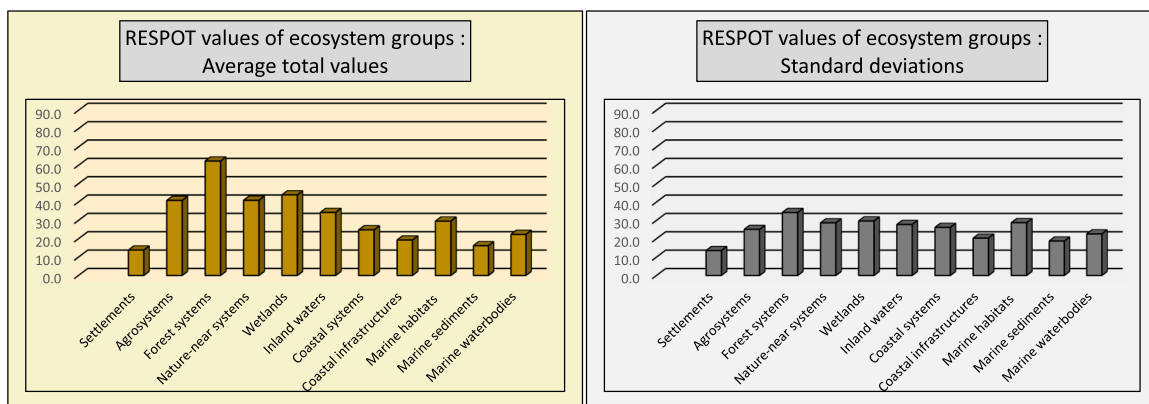


Fig. 2. Calculated average overall RESPOT values of different ecosystem groups and the respective standard deviations; these graphics demonstrate the overall assessed potentials of the investigated ecosystem type groups to provide services and integrity features. The standard deviation shows the heterogeneity of service scores.

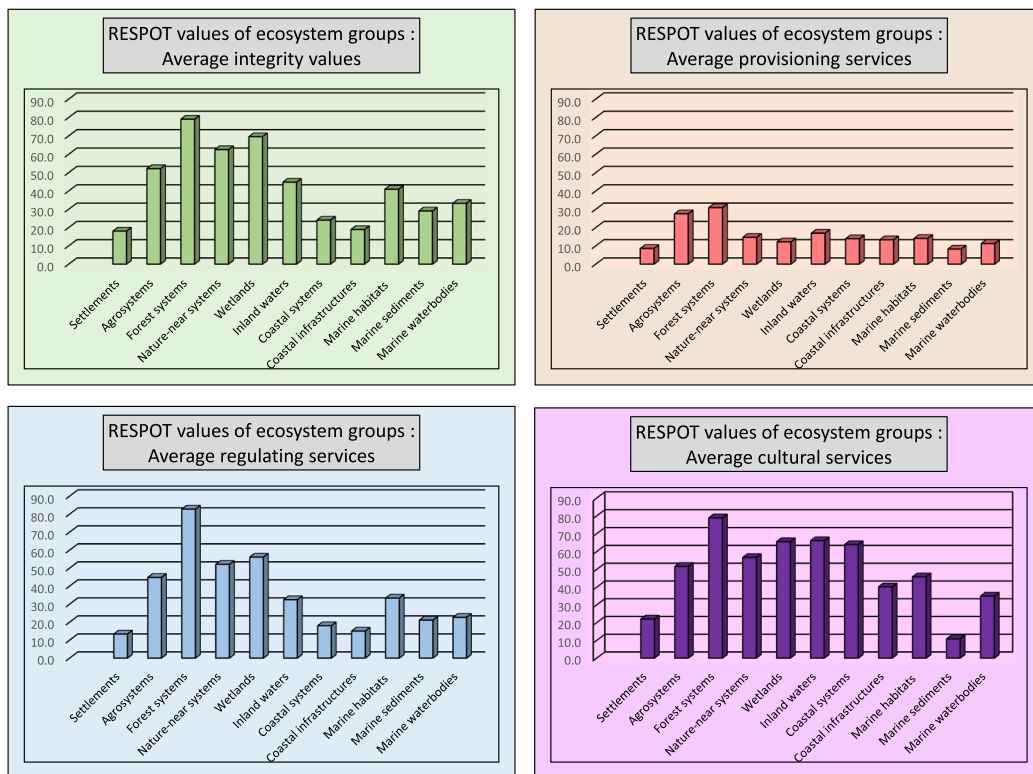


Fig. 3. Potentials of the ecosystem type groups for service provision with respect to integrity, provisioning, cultural and regulating services.

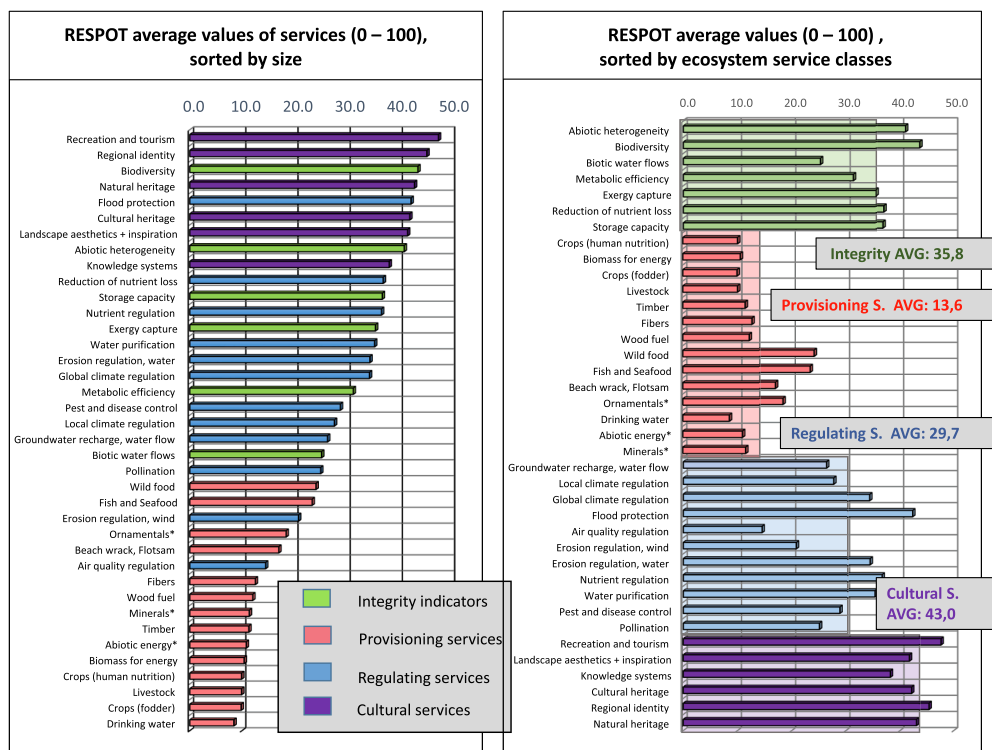


Fig. 4. Assigned overall potentials of ecosystem services and integrity attributes sorted by the original sequence of the matrix (right side) and by the sizes of the single services (right).



interesting picture becomes obvious (in Fig. 3): To start with the most general level, it can be recorded that the overall potentials of the cultural services (avg. 43.0 following Fig. 4) have received the highest evaluations, while provisioning services, which are often appearing in a mono-utility and rival manner (only one respective service type is possible), reach a very low average potential of 13.6 points. Regulating services (avg. 29.7) and integrity attributes (avg. 35.8) which are produced and needed in all ecosystem types consequently show a medium scoring position.

Among the provisioning services, the roles of agroecosystems and forests become very dominant. Astonishingly, the forests have been characterized by higher provisions than the agricultural ecosystems. This scoring results from the versatile and multiple provisions of forests, which also include timber, wood fuel, wild food, clean water, etc., while the agricultural land use is oriented at the optimization of one single product (one crop or one livestock product) only. Therefore, the average provision must be relatively low here. As we are arguing on a strongly generalizing scale here, the influence of fishing is only weakly visible in the marine habitats and inland waters. The assigned values of the regulating services are higher than the provisions in general. Here, the role of forests becomes extremely clear, and also wetlands, nature-near systems and agro ecosystems provide high scores, while settlements and the coastal systems only show low capacities for the regulation of ecological processes. A similar sequence can be found in the average integrity values. This strong accordance can be used to underline the strong relationships between integrity as a functional ecosystem state variable and the regulation capacity. The fourth group with the highest potentials for service provision are the cultural ecosystem services. In contrast to all other classes, these services also provide high probabilities in the aquatic ecosystems, and especially inland waters and coastal ecosystem types belong to the highest group of valuations.

To explain this in a more detailed way, Fig. 4 shows the average potentials of all investigated single services. Starting with the right side of the Figure, the above-mentioned sequence of service potentials in the recent matrix version is obvious and accountable: As they can appear in all ecosystem types, the average potentials of cultural services are very high in all cases. They are followed by integrity variables, regulating services and provisioning services. The average performances of the latter are rather small because they appear in a very small number of ecosystem types only and many of them are excluding other land use activities, while all the other service types can occur also in different (non-excluding, non-rival) combinations.

These conditions are reflected in the left part of the figure, where the service potentials are sorted by individual sizes. Again, the experts' preferences for the high value of cultural services in Northern Germany are reflected, favouring recreation and tourism, regional identity, biodiversity and natural heritage. We will touch that general trend again in the discussions of this paper. The regulations and the attributes of ecosystem conditions have been assigned to middle ranges by the experts, although they play major roles for the functioning of the landscape and for the flows of all the other service classes. Finally, the role of provisioning services seems to be of minor importance. That is an interesting result because under many aspects it directly contradicts the economic reality, where the supply with agricultural, forestry and fishery products provides basic societal demands, and should therefore be expected to be given a much higher score. But here the above-mentioned exclusiveness may be the reason for that interesting scoring output.

Another aspect can be interpreted on the basis of Fig. 5: Here the relative ecosystem service potentials of the different ecosystem types are depicted as a percentage shares referring to the three ecosystem classes terrestrial, coastal and marine. In general, the terrestrial ecosystems have the highest potentials (avg. value of 32.2) while marine (avg. 23.5) and coastal systems (avg. 21.5) have lower provisioning capacities per unit of space. The group related differences are especially

high concerning the regulating potentials and relatively low with respect to provisioning services. The role of coastal areas reaches the highest shares with respect to cultural services. Looking into single services, coastal supplies are relatively high with respect to beach wrack, ornamentals, wild food, erosion regulation and flood protection. The marine units are superior suppliers of fish, minerals, nutrient regulation, water purification, and they play an important role referring to global climate regulation and carbon sequestration.

Finally, these ranking exercises can be terminated by looking at the pattern of the overall potentials for ecosystem service supply of the Northern German ecosystem types, as illustrated in Fig. 6: It is obvious that the forests have the highest general service providing potentials. They are followed by peat bogs, reed zones, grasslands, moors and heathlands, marshes and lakes, and at the other side, the lowest provisions are expected in human-dominated, urban and industrial areas, and artificial coastal infrastructural objects. Also the role of sediments in direct service supply is estimated as a rather small contribution.

Concerning all of these scoring exercises, it has to be stressed, that the values are all related to a unit area of a unified size (e.g. 1 ha). Consequently, the political and management significance can be situated quite differently, depending on the real size of the single land cover areas. For instance, 69% of the Schleswig-Holstein surface is used by agriculture and only about 10% is covered by forests. Thus, the total quantitative service production of agriculture will be higher than the contribution of forests.

### 3.4. Mapping matrix-based ecosystem service potentials

Already in the introduction of this paper it was mentioned that a focal motivation to develop and use this approach is founded on the idea to foster the application of ecosystem services in environmental management and planning. For both purposes, regional distinctions and illustrations by maps play an important role. Therefore, some examples from different scales, with different resolutions and contents have been included in the Figs. 7, 8 and 9. Schleswig-Holstein in Northern Germany is shown with terrestrial applications in Fig. 7, characterizing the patterns of ecosystem service potentials of wild foods and local climate regulation. In both cases, the matrix scores are directly transferred to the respective land cover types, and as an outcome, overall relatively low values can be seen with exceptions mainly related to forests, wetlands, rivers, lakes and coastal systems. These types are the focal contents of Fig. 8. In an integrating manner, here the service potentials of the direct coastline with a consideration of the neighbouring coastal systems are illustrated. While the columns show a distinction of service

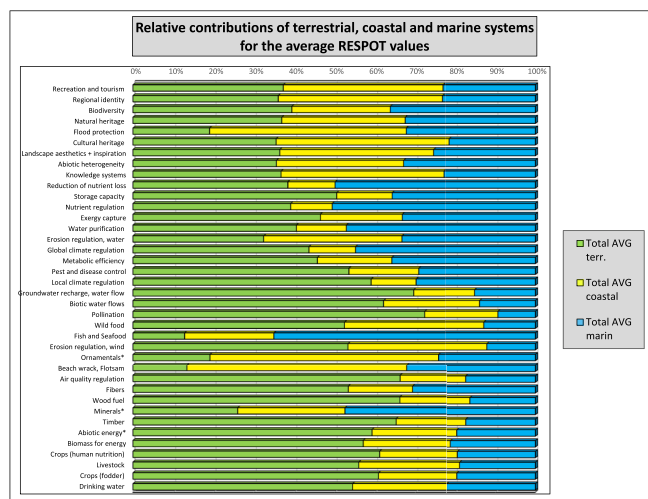


Fig. 5. Relations of average relative ecosystem service potential values with respect to the groups of terrestrial, coastal and marine ecosystem types.

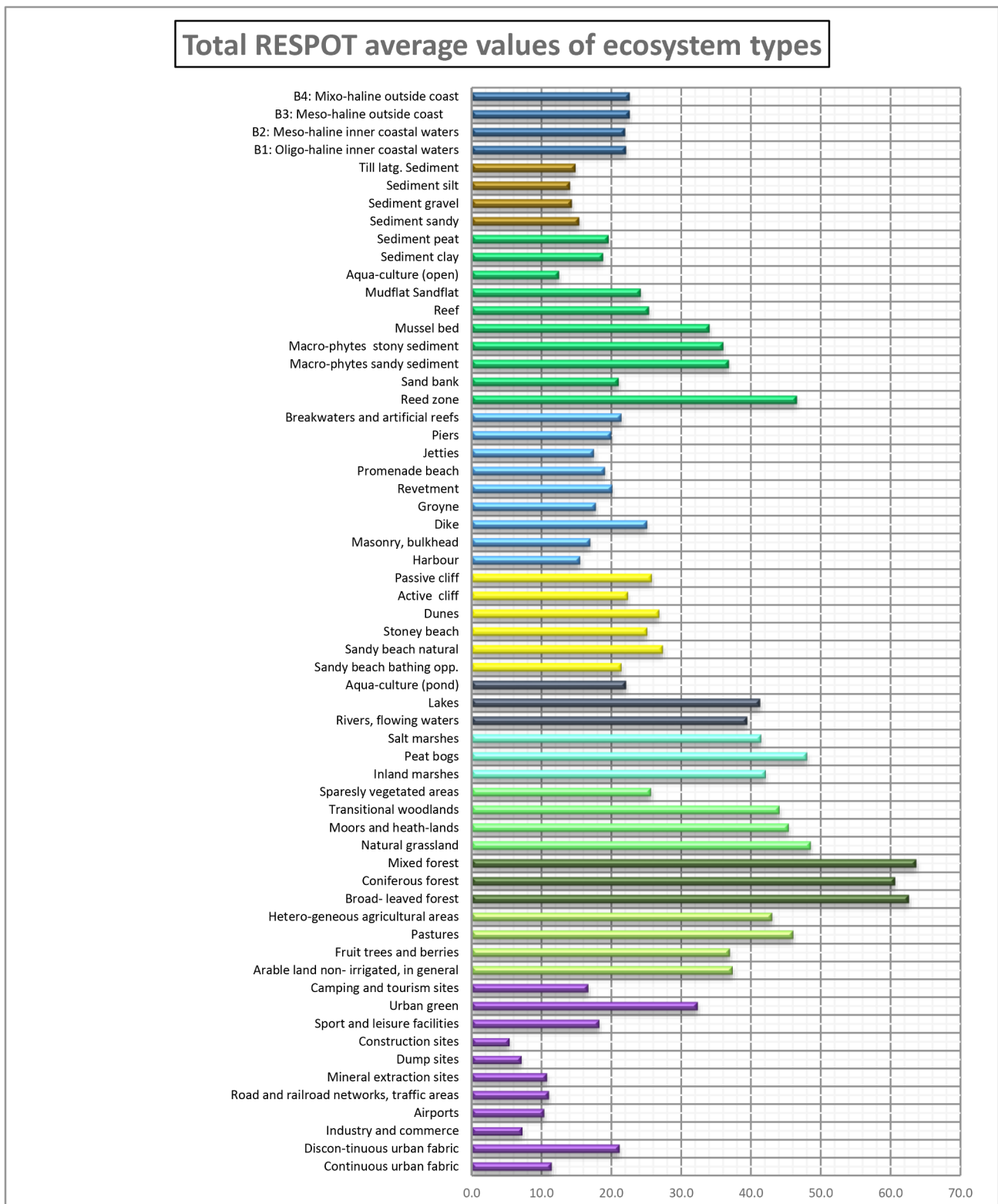


Fig. 6. Average relative ecosystem service potential values of all assessed ecosystem types.

classes in the area of the Darß-Zingst Bodden Chain in Mecklenburg-Vorpommern, the colour of the coastline represents the total potential service provision. The colour is related to the average scores of the histogram at the right side of the figure. Also here it is obvious that the valuation of cultural services is dominant and that i.e. the provisioning services can be characterized by rather small values.

A combination of marine and terrestrial applications can be seen in

Fig. 9. On the one hand, impressive differences become obvious between the two counties investigated, i.e. as a consequence of the distinct amounts and patterns of wetlands, lakes and forests. On the other hand, the values of the sea look rather homogenous. The problem arising here is the integration of marine and terrestrial aspects on service potentials. Although all of the maps shown here still have the status of hypothetical distribution patterns, most work ahead seems to

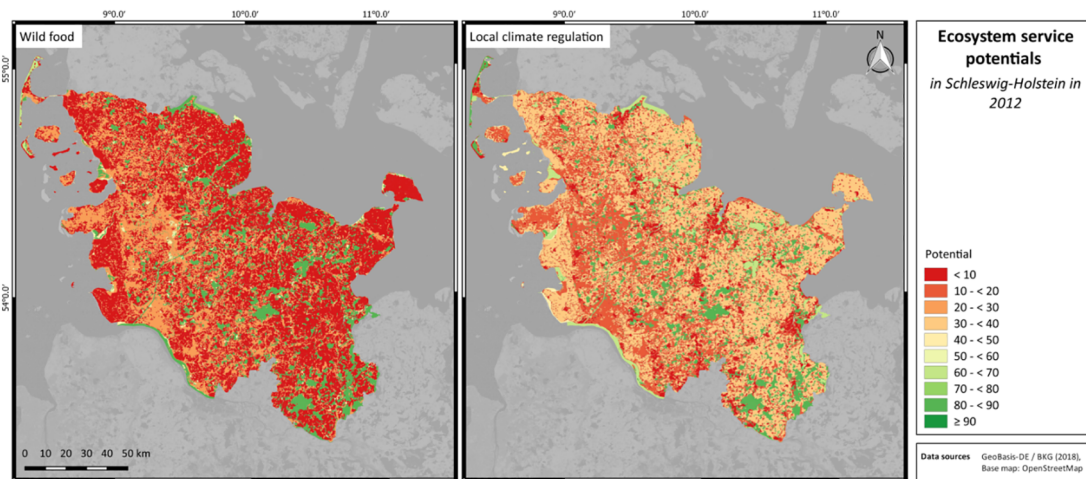


Fig. 7. Maps of Schleswig-Holstein depicting terrestrial applications of the matrix using CORINE land cover resolutions. Left side: potential to provide wild food; Right side: potential for local climate regulation; contribution from S. Bicking.

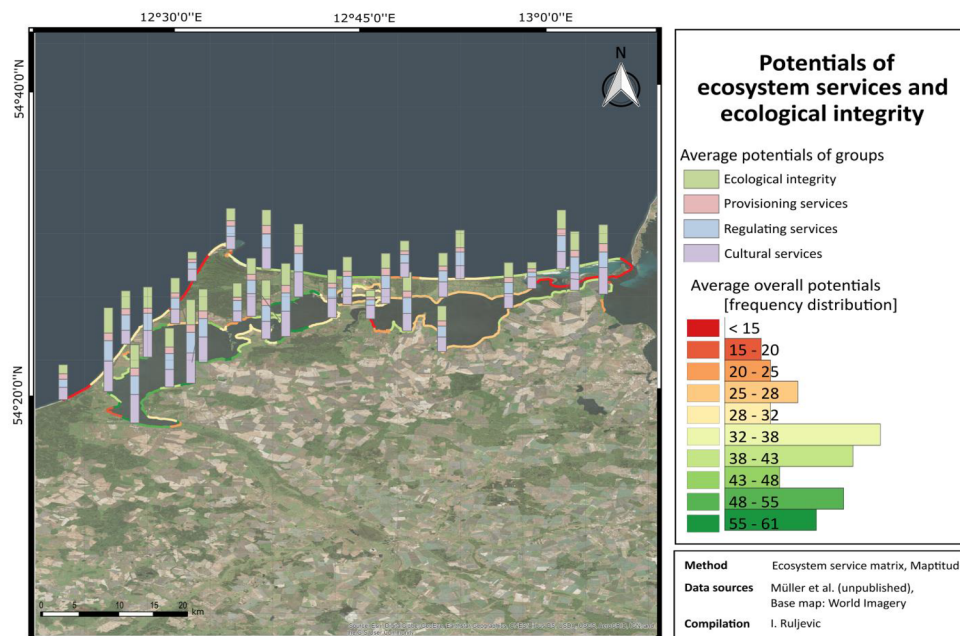


Fig. 8. Map of ecosystem service bundles for the coastline of the Darß-Zingst Bodden Chain, referring to the matrix using the MAPTTITUDE approach, contribution from I. Ruljevic.

refer to the weighing up between terrestrial and marine assessment traditions. Further attempts will be put on methodological and conceptual possibilities for aggregation of ecosystem service bundles, in order to provide an optimal level of information for practical decision making processes.

#### 4. Discussion

##### 4.1. General uncertainties of the approach

While reflecting on the described matrix approach, it is important to keep in mind that we have been developing and observing an abstract, hypothetical construct of relationships, in a qualitative manner which is based upon a strongly reduced number of control parameters and upon the subjective knowledge of multiple experts, and which only partly has been checked in a quantitative manner. Consequently, the conceptual and methodological insecurities are enormous – a good reason to initiate the discussion section of this paper with these items. As a starting

point the nominated general weaknesses of the concept can be addressed:

- We have worked with the outcome of a group-based, subjective selection of ecosystem services and we have used individually elaborated definitions of the services. They are based on experience from empirical ecosystem research (Fränze and Kappen, 2008) and applied ecosystem theories (Müller and Burkhard, 2007, 2010), and therefore they show some differences from the dominating TEEB and CICES classifications (see Kandziora, 2013).
- We chose a specific typology of ecosystem, which is mainly valid in a regional context and which is settled on a specific methodological viewpoint on landscape structures and processes. Thus, the selection process might be called rather pragmatical.
- We have selected land cover as the focal character of system type distinctions due to data availability reasons. Many very important parameters, such as elevations, gradients, geomorphological, geological, pedological items, climatological, ecochemical or

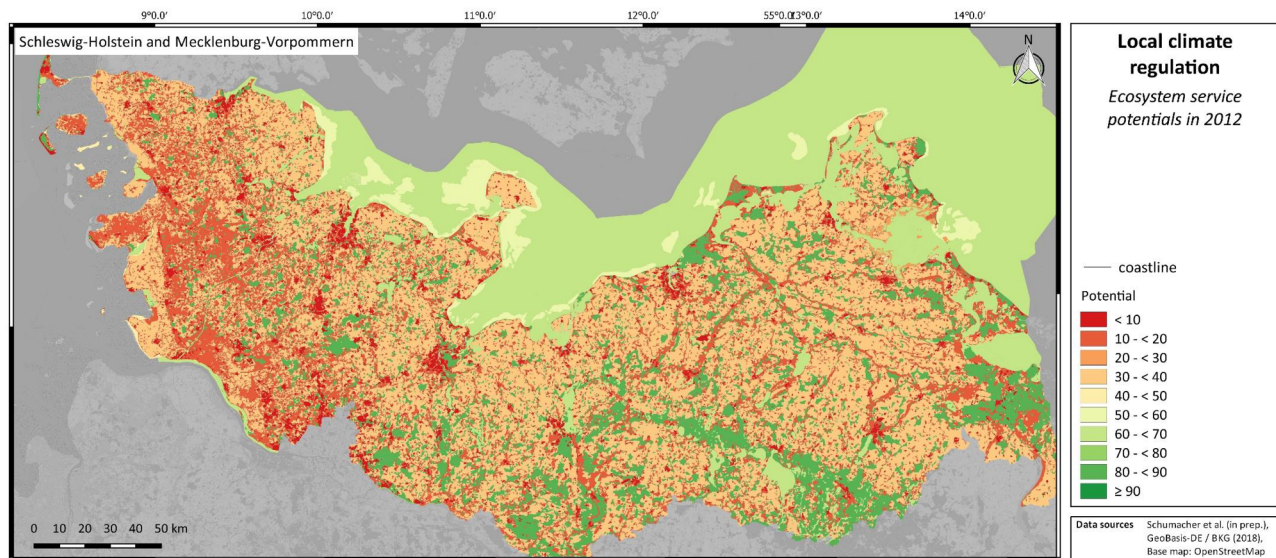


Fig. 9. Map of the German Baltic Sea area referring to the matrix and including applications for the focal areas of the SECOS and BACOSA projects; contribution from J. Schumacher and S. Bicking.

hydrological modifications and variabilities of land use intensities are not primarily considered in the presented basic version of the matrix.

- The probabilities of ecosystem service provision have been formulated in a group-subjective manner. The determination of the 0 – 100 scoring list may be called arbitrary, the primary restriction to the range from 10 to 90 may be valuated to be artificial, and to leave a general, minimal probability of 5 can be understood as an inconsistent manipulation. On the other hand, these decisions reasonably allow for a better possibility of distinctions, to an improved potential to demonstrate changes also in extreme value loadings as an outcome of scenarios and with respect to an intimation of the high inherent uncertainty of the procedure. Additionally, some colleagues argue that semi-quantitative valuation should not be allowed at all due to ethical reasons. There may be good paradigmatic arguments for such a statement, but several applications of similar approaches have shown that the valuation strategies are useful and that the outcome is surprisingly correct.
- Another source of uncertainty is based on the selection of the experts, their knowledge, motivation, their personal normative loadings and their knowledge backgrounds (Timpote et al., 2018). In our case the group is biased, as most of them are ecologists or environmental scientists with a university and research education and often with a professional university / research affiliation. Colleagues from environmental authorities and persons who could be attributed to the general public have not been asked to participate in the surveys because – within these first steps - the focal task has been the optimization of scientific soundness of the outcome.
- A quantitative check of the results has been conducted in some case studies only. The respective proofs have demonstrated problems, but also provoked enlightening ideas for modifications and further developments of the concept. In this context, for instance several applications of model systems (Bayesian Belief Networks, InVEST, Giscame, ARIES, Petri nets; e.g. in Kandziora and Dörnhöfer, 2014; Dang et al., 2019; Bicking et al., 2018; Hou et al., 2018; Ma et al., 2018) and regional statistics (Kroll et al., 2012; Bicking et al., 2018; Rova et al., 2015, 2019) were carried out in order to improve the matrix probability values for ecosystem service provision.

Besides these specific items, Hou (2013) have discussed a long list of sources for uncertainties in matrix applications to derive a scheme of ecosystem services. Some of these items are:

- Uncertainties due to general systems principles (e.g. chaotic behaviour, non-linearity)
- Uncertainties due to systems analysis methods (e.g. indirect effects, de-localized effects)
- Uncertainties due to ecosystem and landscape dynamics (e.g. uncertain dynamics of land-use or climate)
- Uncertainties due to modelling methodologies (e.g. assumptions, input data)
- Uncertainties due to landscape analytical methods (e.g. heterogeneities, classification ambiguity)
- Uncertainties due to valuation methodologies (e.g. subjectivity of valuation, value dynamics, political circumstances)
- Uncertainties due to natural service supply (e.g. due to limited regional knowledge or uncertain dynamics)
- Uncertainties due to preference settings (e.g. valuation strategies of individual participants, biased expert judgements)
- Uncertainties due to technical problems (e.g. methodological weaknesses, de-compatibilities of methods, data scarcity)
- Uncertainties due to scaling mismatches (e.g. neglecting additive (emergent) effects of ecosystem complexes or neglecting the effects of landscape boundaries or punctual landscape elements)
- Uncertainties due to insufficient parameter inclusion (e.g. concentrating on land cover without considering soils, elevations, land use intensities, etc.)
- Uncertainties due to lack of processual knowledge (e.g. working with lack of information on carbon sequestration potentials or nutrient retention capacities)
- Uncertainties due to non-regarded interactions (e.g. influences from neighbouring ecosystems)
- Uncertainties due to loose distinctions between potentials, supplies, flows of and demands for ecosystem services (e.g. confusion of potentials and demands concerning cultural ecosystem service.)

An important source of these problems arises from ecosystem scales: Several services are produced due to the interactions of several ecosystems, which might also be assigned to several ecosystem types. Therefore these services cannot be depicted by matrix scores that are related to isolated ecosystems alone: Examples for such scaling problems arising from ecosystem interactions are uncertainties in biodiversity (due to the potentially wide-ranging home ranges of organisms), abiotic heterogeneity (as a product of variabilities in ecosystem complexes), livestock and its products (as provisions from sheds/stables and

different pastures), wild food (e.g. due to the home range of game), flotsam or beach wrack (due to the transport from place of origin to the location of appearance), groundwater (as a product of expansive ecosystem complexes). Also flood protection, wind erosion, nutrient regulation, water purification, and pollination are unfolding their provisions for human well-being at the landscape level. And finally all the cultural services, such as landscape aesthetics, landscape beauty and inspiration or recreation and tourism are strongly influenced by landscape aspects and the interactions among ecosystems. Tourism destinations for example, are mostly based on specific ecosystem characters, which make the place attractive, thus they are originally very often related to very special ecosystem service supplies. But if the factual abodes of the tourists are investigated, they will be outside this “highlight” place. That is also a consequence of the tourist infrastructure which often is provided in the vicinity of the attractive places. Therefore the relation between the attractor and the sojourn of the visitors may be quite different. In this context, the concept of viewsheds has been introduced in many studies, i.e. describing the relations in mountainous areas (e.g. Schirpke et al., 2016). Consequently, also regional identity, cultural heritage and natural heritage have to be regarded carefully under this scale-aspect.

In our research areas, another typical scale mismatch arises from the influence of coasts or shorelines: An arable land ecosystem has received a valuation of 40 RESPOT points in the matrix concerning the potential to provide recreational and touristic utilities. But it is a difference if this ecosystem is situated in a homogenous arrangement of similar fields or if it is located directly at the beach of the Baltic Sea or the shore of one of the numerous lakes in Schleswig-Holstein. The increase of potentials due to such spatial interactions has to be included into future investigations and applications of the matrix approach. A similar inclusion has to be carried out concerning smaller items than ecosystems: Single objects like natural monuments (Naturdenkmale), single trees, ecotones, areas with limited heterogeneities, the products of rare events

or sub systems that are smaller than the evaluated ecosystem are not considered in the presented matrix. Also here, further development is necessary, i.e. if the matrix shall be adapted to planning purposes.

#### 4.2. Specific uncertainties within the presented matrix

How did these uncertainties become effective in our study? The differences in insecurity of the assessments can be found in the matrix figure, indicated by the colour of the single fields: During the feedback interpretations of the expert valuations, all proposals have been noted and the final variation of the experts’ proposals has been symbolized by different colours: a green background shows that there have been no proposals for any change of the respective relation. The darker the yellow-brownish colour shade is the higher have been the differences of the expert suggestions. The scale (see also B42 – B52 in the excel sheet) reaches in steps of 10 RESPOT points from 0 to 70.

In total there have been 882 proposals for changes, 453 of them concerning terrestrial ecosystems, 241 proposals for modifications in the marine environment and 188 suggestions were related to the coastal ecosystem types. As different experts often suggested different changes, the main author group has evaluated the results, whereby in some cells of the spreadsheet both directions of change (higher numbers as well as lower values) have been submitted. Additionally, some proposals were based on misunderstandings or conceptual problems, many of them suggesting small changes. Some ideas could hardly be accepted due to visible problems about the comprehension of the services or the ecosystem types. In total, about 50% of all proposals have been realized.

Fig. 10 shows the distribution of expert suggestions. Concerning the different ecosystem types, the highest uncertainty has been linked with the conditions of broad-leaved forests, rivers, aquacultures and coniferous forests (Fig. 10, A). While the two forest types seem to be well-known landscape compartments and therefore attractive objects of reflection for many of the experts, the valuations of rivers and ponds are

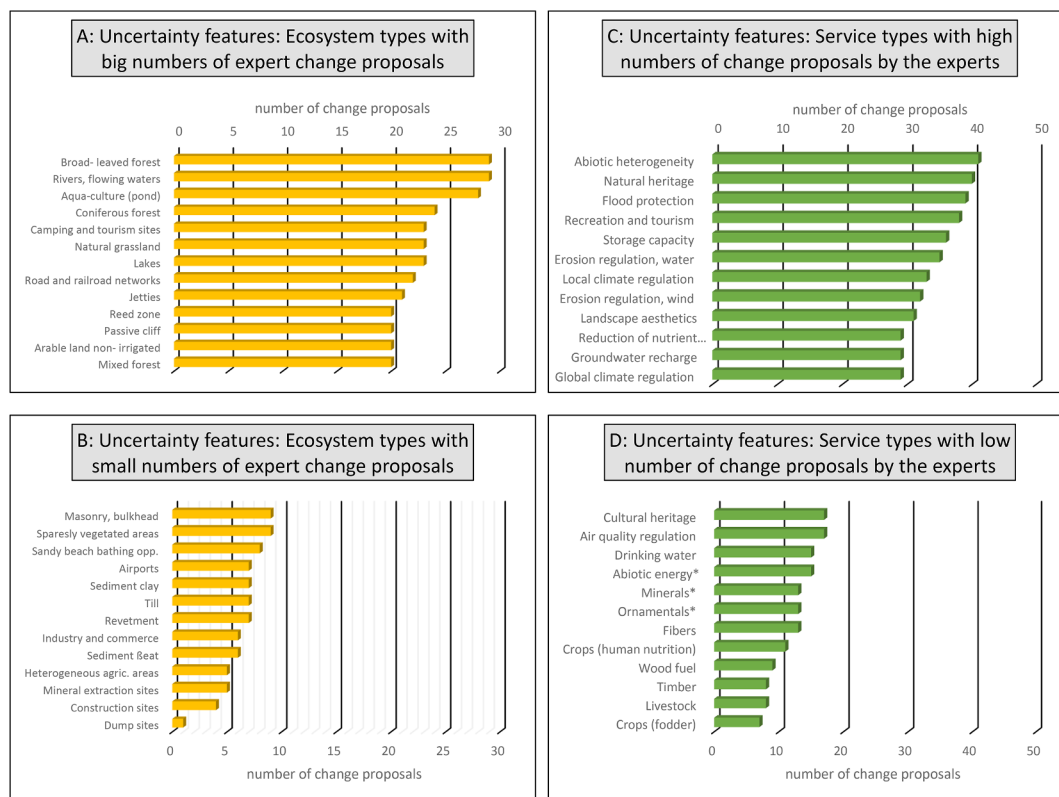


Fig. 10. Proposed changes by the experts with reference to ecosystem types (A and B) and ecosystem services (C and D). In both cases the issues with the highest numbers of disagreements are found in the upper part while below the initial valuations have been accepted with the highest agreement.

difficult in fact. Rivers are assigned to be high quality ecosystem types, but their initial ecosystem service potentials have been rated rather low as they do not fulfil a broad spectrum of the demanded utility functions compared with other system types. Aquacultures can be seen with a slightly “romantic aspect” as additional natural sources in the terrestrial monotony, or as artificial, industrial fish tanks without natural relations to the surrounding environment. On the other hand (Fig. 10, B), there seems to be consensus with respect to strongly artificialized ecosystem types, like dump sites, constructions sites or mineral extraction sites. Here the divergences of the expert corrections have been extremely low. By looking at the variability of judgements concerning the different ecosystem services, part D of Fig. 10 signals that the doubts are minimal referring to provisioning services (crops, livestock, timber, ...) while the service classes in part C of Fig. 10 are including a mixture of regulating and cultural services and two integrity attributes. Either the nominated services ought to be explained with more detail because they are representing bigger groups of utilities and relatively complex service bundles, or their roles are hard to be determined on practice.

Summarizing these points, it is visible that the application of the ecosystem service concept in general and the usage of the simple potential matrix will always be connected with an enormous complexity: It is necessary to reflect natural structures and functions with respect to many potential human advantages and problems. Furthermore, most of these objects and processes are operating on complex grounds and their valuation can be ambiguous if the respective viewpoints are not clearly defined. Thus, there will always be a minimum uncertainty connected with ecosystem bundle analyses. In spite of these –insecurities the ecosystem services concept can provide extremely useful information for applications in environmental management. And for such purposes, the matrix approach can provide precious information.

### 4.3. Applicability – One simple example

This suitability shall be shortly demonstrated with the following series of figures. It starts with a depiction of the features of the highest-

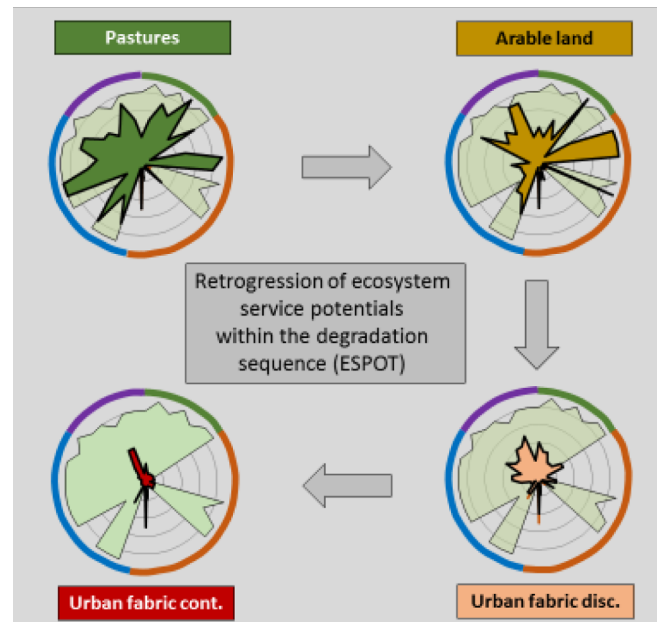


Fig. 12. Generalized ecosystem service potential profiles of typical degradational steps of land cover change, transforming pastures from forest, then turning them into arable land, modifying the land cover towards discontinuous urban fabric and finally ending in an urban system.

valuated ecosystem type of the matrix table, the mixed forest (Fig. 11). This profile includes all discussed service classes and types arranged around axes with RESPON values between 0 and 100. In general the forest provides high capacities, but has only low potentials for provisioning services, except timber, wood fuel and wild food. Such profile graphs have been constructed for all services and for all ecosystem types. They can be downloaded from the [supplementary materials](#) of this paper, where the reader will see that the values of the mixed forest

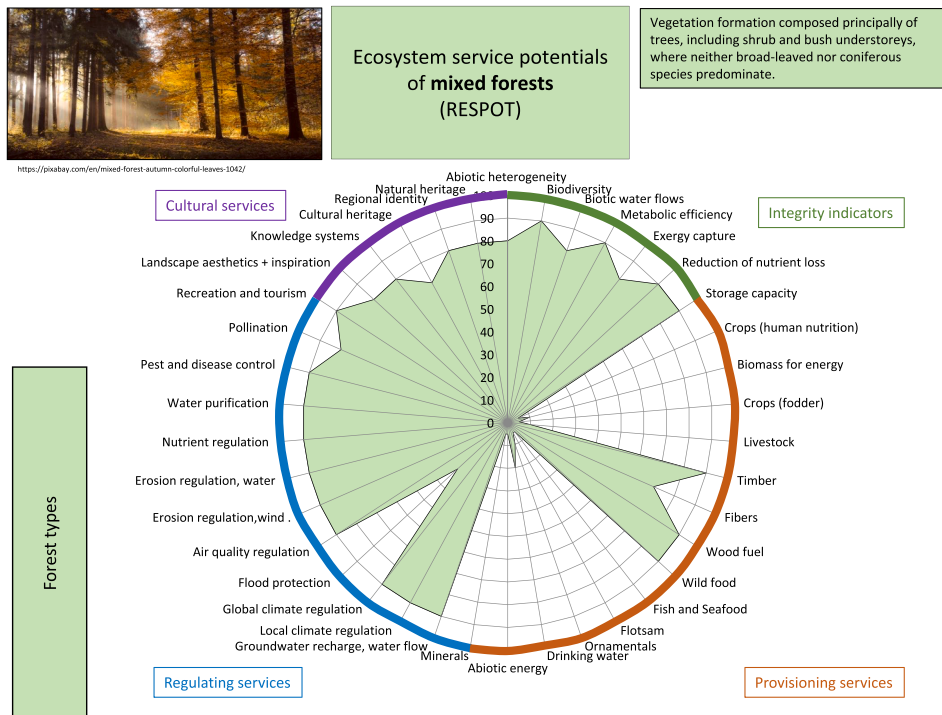


Fig. 11. Ecosystem service potential profile information for the mixed forest ecosystem type, which is the starting point of the subsequent series of land cover changes.

system type can be found in the background of all other ecosystem figures as well. Therefore we can find it in Fig. 12 as well. Here the consequences of a typical landscape change are depicted: The degradation of several ecosystem service potentials starts with turning the forest area into an agricultural site, changing from pastures to arable land. Within these steps, an increasing loss of several cultural and regulating services takes place, which is amplified in the forthcoming steps from fields to discontinuous and continuous urban fabric. The semi-quantitative balance of this typical retrogression can be seen in Fig. 13: The ecosystems are losing high amounts of service providing potentials and integrity valuations as a consequence of superficial economic valorisations.

4.4. Applicability – Adapted ecosystem service matrices and regional applications

Besides several matrix developments all over the globe, new regional and problem-specific applications of the matrix-approach are developed, e.g. in Kiel University. Also the outcomes of matrix assessments are steadily compared to the results of quantitative, statistical and model-based approaches of ecosystem service assessments. Furthermore, the distinctions of ecosystem service potentials, flows and demands are deepened and all of these branches are worked out. Also the GIS-coupling is optimized and planning related applications are conceived.

Furthermore, it has turned out that some questions need different matrices to be answered. Therefore, recently compatible matrices are developed, concentrating on the problems and conditions in the following topics and landscape types:

- **Agriculture:** Investigations at the municipality scale have demonstrated, that some matrix categories are defined with a far too high generality. The most significant example is the CORINE ecosystem type “non-irrigated arable land”. This type covers about 54% of the German landscape area, and there are many different cultivated plants which have significantly different effects on the ecosystem

service potentials: e.g. potatoes or wheat differ from maize or beets, due to their biological foundations and the respective management schemes. Therefore, in one project work, these conditions are split up.

- **Forestry:** Also the three forest types of the CORINE distinctions seem to represent a rather small in number compared to the different forest classes which can be found in other classifications. Also here, a finer distinction is desired in a project work. An improved understanding and particularly a more sensitive response by experts can only be achieved by strengthening the understanding of the functioning of such systems and the resulting potentials to provide ecosystem services. For instance, coming to forest ecosystems, CORINE derived types such as “mixed forests” are rather difficult to assess since mixed could mean mixed deciduous, mixed coniferous or mixed deciduous-coniferous forests with different dominance of the one or other tree species group. An improved assessment that connects with the particular expert knowledge of forest practitioners should be based on forest types taken from forest inventory or biotope and land-use mapping (Fürst et al., 2013; Witt et al., 2013; Frank et al., 2015). Similarly, the understanding of regulative processes such as run-off or water erosion in agricultural land-use types would require more information on the intra-annual dynamics of the land-cover, so that the use of crop sequences for assessment is recommendable (Koschke et al., 2013; Lorenz et al., 2013; Frank et al., 2014). This could be a great support in developing stakeholder based scenarios and in generating trust of farmers in recommendations for beneficial scenarios based on ecosystem services (Koo et al., 2018a,b).
- **Coastal management:** It has been detected that the distinction of ecosystem types and sub systems in the presented matrix in some instances can hardly be applied due to the complicated integration of habitats, sediments and water bodies as cooperating units of the water column. Therefore, and in order to adapt to the spatial units of the environmental management institutions, an adapted distinction and matrix table is in work, which will be tested in a set of German coastal environments as an outcome of the SECOS project.

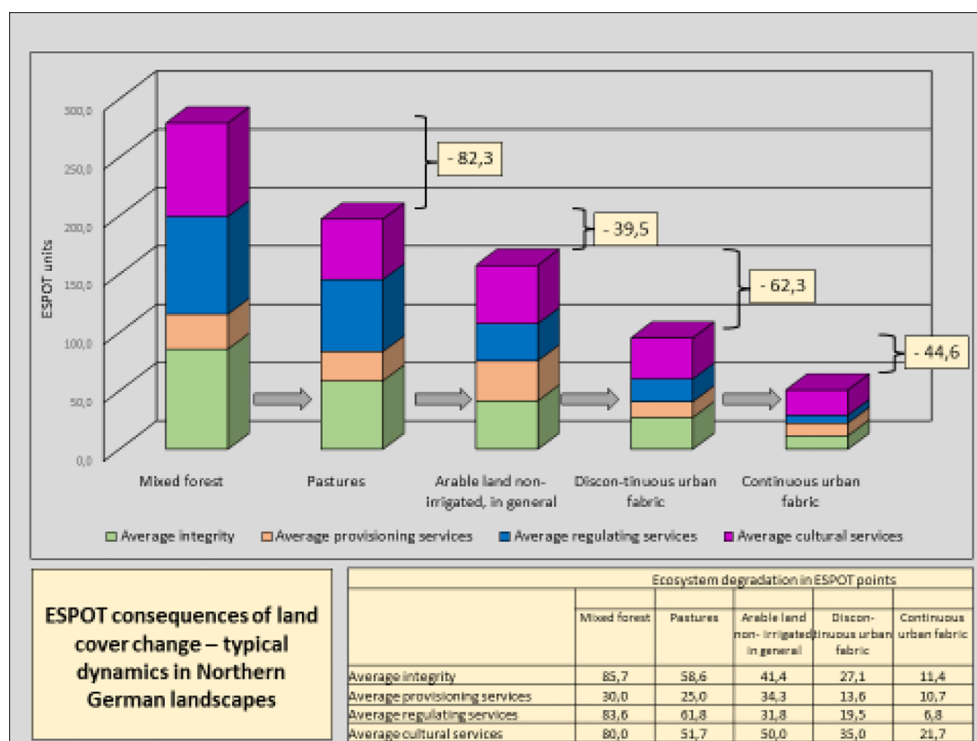


Fig. 13. A budget of average ecosystem service potentials arising from the retrogression described above.

- **Landscape planning:** In collaborating projects, the utility of the matrix approach for landscape planning and nature conservation is checked and improved. For these purposes, additional elements have to be integrated and the distinction between service potentials and flows has to be applied with a high priority. A good example has been developed by Schirpke et al. (2017, 2019a,b), by calculating for the whole Alpine Space potential supply, flow and demand of a number of ecosystem services. This could be a good basis for an extension of the matrix concept. For instance: Green Infrastructure is a planning tool from the European Union that aims to provide ecological, economic and social benefits through natural solutions, focusing on the delivery of a wide range of ecosystem service and biodiversity conservation (European Commission, 2013). Formulating recommendations on green infrastructure management requires a finer assessment, above all at the landscape or local level. Small structures can be crucial for local ecosystem service delivery and must be therefore included in the assessment. For example, near-natural areas such as hedgerows and flower strips are important elements in rural landscapes as they provide habitats and resources for ecosystem service providers. Ecosystem service delivery also largely depends on other ecosystem characteristics such as bioclimatic parameters, soil and hydrological characteristics, land use intensity, biodiversity as well as the landscape structure (Kremen, 2005). An efficient environmental management therefore requires to understand how ecosystem services are provided (Groot and Rudolf, 2010; Kandziora, 2013).

Summarizing, we can state that for many applied purposes special approaches of an adapted matrix can be selected and developed. Thus, the presented matrix must be comprehended as a strongly generalized regional prototype, which should be modified and adapted for the respective demanded case study conditions. It provides a prototypic model and point of departure for the applied purpose. Furthermore, the approach is in steady development, it is continuously modified as an outcome of quantitative studies, critical comments and new results. Besides the consequent steady improvement by scientific discussion and criticism, interesting research projects are run to better include the individual uncertainties of the experts and to better integrate the approach into applied evaluations, e.g. by working with parallel opinion-documenting matrices that additionally describe the significance and the demand for the respective services.

## 5. Conclusions

For sure it has become obvious, that there is a great demand for future work and for intelligent conceptual dynamics. Trying to conclude, we might return to the initial questions from the first Chapter and show potential directions of answers:

- **Does it make sense to construct an applicable table of potential human utilities provided by different ecosystem types as a tool in sustainability management?** The authors are willing to answer with a “yes”. Much more, we are convinced that the matrix approach can be developed further especially to facilitate an utilization of the ecosystem service concept. But we also have to consider that the exactness is strongly influenced by the developing expert group, the heterogeneity of the investigated environment and the explicitness of the indicators used.
- **How high is the inherent uncertainty of such an approach and does the advantage of bundling a lot of comprehensive knowledge predominate the potential inexactness of the assessment?** Also here, the experience made, leads us to a positive answer. We have described many uncertainty sources in the discussion Chapter. Thus, the insecurity is high, but also the completeness of arguments and sustainability aspects is enormous. Also – as could be shown in this paper – all the focal methodological pathways are known, the working steps are documented, the potential failures are discussed in the literature,

and working sequences are developed, elaborated tools are available and the linkage of matrices with GIS data promises interesting applications in planning and decision making processes. Additionally, the results are logical and comprehensible, the outcome is correct and consistent. The sensitivity of the procedure is satisfying and the usefulness is high.

- **Which steps have to be taken to improve the presented ecosystem service - probability table?** Several aspects answering this question can be found in the discussion section of this paper. From our viewpoint, the following points have to be investigated, tested and clarified with highest priorities:
  - o complete the methodological spectrum by stronger integrating characterizations of potentials, flows and demands dynamics of comprehensive ecosystem service bundles,
  - o improve the adaptability of the approach by more specific adaptations, practical implementations and case studies,
  - o improve our comprehension of the methodological linkages between qualitative and quantitative conceptions,
  - o improve our knowledge on the role of scales, on the service-related interactions between ecosystems, and derive transparent measures for area-related service-provisions,
  - o improve our knowledge by illuminating the linkages of ecosystem integrity, ecosystem condition, ecosystem services and biodiversity, underpinning ecosystem service potentials with functions,
  - o improve the persuasiveness of nature protection and sustainable development strategies by arguing more consistent with ecosystem service resilience and adaptability.

The application examples and discussions have shown the strengths and weaknesses of the suggested renewed matrix approach. Still, there is a need to improve the assessment basis, particularly when it comes to an improved understanding of regulating services in natural and semi-natural ecosystems, such as forests or agriculture and of regulating and cultural services in urban ecosystems.

But also without the demanded strategic, methodological and technical additions, the ecosystem service approach forcefully demonstrates the strong and diverse dependence of humans from nature, and it shows illustratively and self-affected how urgent we need good concepts to utilize the natural resources in a sustainable manner. In this sense, we wish to ask the reader for support and feedback, in order to foster the development and to make the ecosystem service approach more and more beneficial.

## Acknowledgements

The authors are grateful to the additional initiators of the first version of the ecosystem service matrix, Benjamin Burkhard (Hannover) and Franziska Kroll (Frankfurt). We also thank the collaborators of the Stoll et al.- paper, supporting colleagues and acknowledged persons who provided important comments on older versions, for very thoughtful feed backs: Mihai Adamescu (Bucharest), Algirdas Augustaitis (Kaunas), Cornelia Baessler (Halle), Uta Berger (Dresden), Francisco J. Bonet (Granada), Kremena Burkhard (Hannover), Maria Laura Carranza (Pesche), Constantin Cazacu (Bucharest), Georgia L. Cosor (Bucharest), Ricardo Díaz-Delgado (Sevilla), Mark Frenzel (Halle), Ulf Grandin (Uppsala), Heikki Hämäläinen (Jyväskylä), Timo Kumpula (Joensuu), Rob Loke (Den Hoorn), Jörg Müller (Grafenau), Stoyan Nedkov (Sofia), Angela Stanisci (Pesche), Tomasz Staszewski (Katowice), Stefan Stoll (Trier), Ari Tanskanen (Joensuu), and Petteri Vihervaara (Helsinki).

The authors furthermore are extremely happy that the following colleagues have provided significant comments, critics and ideas on the recent matrix configuration: Harald Asmus (List), Olaf Bastian (Dresden), Manfred Bölter (Kiel), Angel Borja (Leioa), Markus Erhard (Copenhagen), Elli Groner (Eilat), Karsten Grunewald (Dresden), Roy Haines-Young (Nottingham), Ying Hou (Beijing), Miguel Inacio



(Rostock), Sonja Jäning (Berlin), Jens Kiesel (Kiel), Laura Mononen (Joensuu), Bertram Ostendorf (Adelaide), Matthias Pfannerstill (Kiel), Christian Porsche (Rostock), Marion Potschin (Nottingham), Joao Rodriguez (Lisboa), Werner Rolf (München), Silvia Rova (Venice), Gerald Schernewski (Rostock), Uta Schirpke (Bozen), Heiko Schmüser (Kiel), Joachim Schrautzer (Kiel), Winfried Schröder (Vechta), Horst Sterr (Kiel), Meirong Su (Beijing), Ralf-Uwe Syrbe (Dresden), Ulrich Walz (Dresden), and Naicheng Wu (Aarhus).

Additionally there has been permanent support from the colleagues of the BACOSA and SECOS projects, Martin Benkenstein (Rostock), Maximilian Berthold (Rostock), Uwe Buczko (Rostock), René Friedland (Warnemünde), Gerald Jurasinski (Rostock), Friederike Kunz (Warnemünde), Konrad Ott (Kiel), Martin Paar (Greifswald), Katharina Poser (Rostock), Johanna Schumacher (Warnemünde), and Rhena Schumann (Rostock).

This work has been done in the context of the BACOSA II and SECOS II r&d projects, funded by the German Ministry for Education and Research, funding numbers 03F0737A and 03F0738C.

The paper has been worked in intensive cooperation. Conceptualization was made as a continuous small group result, while all authors have contributed in the matrix creation and quantification as well as the critical review. The text was worked out by the whole team.

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106116>.

## References

- Ahrendt, K., Ruljevic, I., Müller, F., 2019. Einsatz von geographischen Informationssystemen zur Ermittlung der Ökosystemleistungen von Küstenlinien. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, SI BACOSA – Synthese Baltic Coastal System Analysis and Status Evaluation. Heft 29, 47–54.
- Arnold, J., Kleemann, J., Fürst, C., 2018. A Differentiated Spatial Assessment of Urban Ecosystem Services Based on Land Use Data in Halle, Germany. *LAND* 7, 101–103.
- Dang, Kinh Bac, Windhorst, Wilhelm, Burkhard, Benjamin, Müller, Felix, 2019. A Bayesian Belief Network – Based approach to link ecosystem functions with rice provisioning ecosystem services. *Ecol. Ind.* 100, 30–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.055>.
- Bicking, S., Burkhard, B., Kruse, M., Müller, F., 2018. Mapping of nutrient regulating ecosystem service supply and demand on different scales in Schleswig-Holstein, Germany. - *One Ecosystem* 3 e22509.
- Bicking, S., Burkhard, B., Kruse, M., Müller, F., 2019. Bayesian Belief Network-based assessment of nutrient regulating ecosystem services in Northern Germany. *PLoS ONE* 14 (4) e0216053.
- Bicking, S., Müller, F., 2019. Die "Matrix" - Ein Werkzeug zur Bewertung von Ökosystemleistungen. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, SI BACOSA – Synthese Baltic Coastal System Analysis and Status Evaluation. Heft 29, 37–45.
- Boykin, K.G., Kepner, W.G., Bradford, D.F., Guy, R.K., Kopp, D.A., Leimer, A.K., Samson, E.A., East, N.F., Neale, A.C., Gergely, K.J., 2013. A national approach for mapping and quantifying habitat-based biodiversity metrics across multiple spatial scales. *Ecol. Ind.* 33, 139–147.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhorst, W., 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online* 15, 1–22.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. *Ecol. Ind.* 21, 17–29.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou Y., Müller F. (2014): Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands - Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. – In: *Landscape Online* 34: pp. 1–32.
- Burkhard, B. & Maes J., 2017, Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, pp. 374.
- Burkhard, Benjamin, Petrosillo, Irene, Costanza, Robert, 2010. Ecosystem services – Bridging ecology, economy and social sciences. *Ecol. Complexity* 7 (3), 257–259.
- Campagne, C.S., Roche, P., Gosselin, F., Tschanz, L., Taroni, T., 2017. Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. *Ecol. Ind.* 79, 63–72.
- Campagne, C.S., Roche, P.K., 2018. May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. e24134. *One Ecosystem* 3. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e24134>.
- Costanza, R.B., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosyst. Serv.* 28, 1–16.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Schallenberg, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Front. Ecol. Environ.* 7 (1), 21–28.
- Dang, K.B., Burkhard, B., Müller, F., 2018a. a) Modelling and mapping natural hazard regulating ecosystem services in Sapa, Lao Cai province, Vietnam. *Padd. Water Environ.* 16 (4), 767–781.
- Dang, K.B., Windhorst, W., Burkhard, B., Müller, F., 2018b. A Bayesian Belief Network – Based approach to link ecosystem functions with rice provisioning ecosystem services. – *Ecol. Ind.* <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.055>.
- De Groot, Rudolf S. (2010): Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Chapter 1. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations* 40 (5), pp. 10–15. DOI: 10.1111/j.1872-034X.2010.00654.x.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complexity* 7, 260–272.
- Dittrich, Andreas, Seppelt, Ralf, Václavík, Tomáš, Cord, Anna F., 2017. Integrating ecosystem service bundles and socio-environmental conditions – A national scale analysis from Germany. *Ecosyst. Serv.* 28, 273–282.
- Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A.T., Cowling, R.M., van Jaarsveld, A.S., Welz, A., 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. *Ecol. Econ.* 63 (4), 714–721.
- European Commission (2013): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Green Infrastructure (GI) – Enhancing Europe's Natural Capital. COM(2013) 249 final: Brussels.
- European Union (2011): THE EU biodiversity strategy to 2020. Luxemburg.
- Frank, S., Fürst, C., Witt, A., Koschke, L., Makeschin, F., 2014. Making use of the ecosystem services concept in regional planning—trade-offs from reducing water erosion. *Landscape Ecol.* 29, 1377–1391.
- Frank, S., Fürst, C., Pietzsch, F., 2015. Cross-sectoral resource management: how forest management alternatives affect the provision of biomass and other ecosystem services. *Forests* 6, 533–560.
- Fränzle, O., Kappen, L., Blume H.-P., Dierssen K., 2008 Ecosystem Organization of a Complex Landscape - Long-Term Research in the Bornhöved Lake District, Germany. Springer, Berlin Heidelberg. *Ecological Studies*, 202.
- Fürst, C., Frank, S., Jiménez, M., Vásquez, D. A. R., Pietzsch, K., Pietzsch, F., 2016: 9. Impacts of agricultural and forest management on biodiversity and ecosystem services. In: Geneletti, D. (ed.). *Handbook on Biodiversity and Ecosystem Services in Impact Assessment*, pp. 195–221.
- Fürst, C., Frank, S., Witt, A., Koschke, L., Makeschin, F., 2013. Assessment of the effects of forest land use strategies on the provision of Ecosystem Services at regional scale. *J. Environ. Manage.* 127, 96–116.
- Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecol. Econ.* 69 (6), 1209–1218.
- Gorn, L., Kleemann, J., Fürst, C., 2018. Improving the matrix-assessment of ecosystem services provision—the case of regional land use planning under climate change in the region of Halle, Germany. *Land* 7 (2), 1–18. <https://doi.org/10.3390/land7020076>.
- Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S., Zulian, G., 2015. A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 13, 16–27.
- Gret-Regamey, A., B. Weibel, S.E. Rabe and B. Burkhard (2018): A tiered approach for ecosystem services mapping. In: Burkhard, B. and J. Maes (eds.): *Mapping Ecosystem Services*. Sofia, pp. 211–215.
- Grunewald, K., Bastian, O., 2015: Ecosystem services—Concept, methods and case studies. Springer.
- Haase, P., Tonkin, J.D., Stoll, S., Burkhard, B., Frenzel, M., Geijzendorffer, I.R., Häuser, C., Klotz, S., Kühn, I., McDowell, W.H., Mirtl, M., Müller, F., Musche, M., Penner, J., Zacharias, S., Schmeller, D., 2018. The next generation of site-based long-term ecological monitoring: Linking essential biodiversity variables and ecosystem integrity. *Sci. Total Environ.* 613, 1376–1384.
- Harrison, P., Dunford, R., Barton, D., Kelemen, E., Martín-López, B., Norton, L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gómez-Baggethun, E., Czúcz, B., García-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlens, M., Kopperoinen, L., Madsen, A., Rusch, G., Mv, Eupen, Verweij, P., Smith, R., Tuomasjukka, D., Zulian, G., 2017. Selecting methods for ecosystem service assessment: a decision tree approach. *Ecosyst. Serv.* <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016>.
- Hou, Y., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. *J. Environ. Manage.* 127, S117–S131.
- Hou, Y., Li, B., Müller, F., Fu, Q., Chen, W., 2018. A conservation decision-making framework based on ecosystem service hotspot and interaction analyses on multiple scales. *Sci. Total Environ.* 643, 277–291.
- IPBES 2018, IPBES Guide on the production of assessments. Secretarite of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.
- Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A., 2015. The Matrix Reloaded: a review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecol. Modell.* 295, 21–30.
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators – a theoretical matrix exercise. *Ecol. Indicat.* 28, 54–78.
- Kandziora, M., Dörnhöfer, K., Oppelt N. Müller F., 2014. Detecting Land Use And Land Cover Changes In Northern German Agricultural Landscapes To Assess Ecosystem Service Dynamics. - *Landscape Online* 35, pp. 1–24.
- Kay, J.J., 1991. A nonequilibrium thermodynamic framework for discussing ecosystem

- integrity. *Environ. Manage.* 15 (4), 483–495.
- Koo, H., Kleemann, J., Fürst, C., 2018a. Impact assessment of land use changes using local knowledge for the provision of ecosystem services in northern Ghana, West Africa. *Ecol. Ind.* 103, 156–172.
- Koo, H., Kleemann, J., Fürst, C., 2018b. Land use scenario modeling based on local knowledge for the provision of ecosystem services in Northern Ghana. *Land* 7 (2), 59.
- Kopperoinen, L., Ikonen, P., Niemelä, J., 2014. Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. *Landscape Ecol.* 29 (8), 1361–1375. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0014-2>.
- Koschke, L., Fürst, C., Lorenz, M., Witt, A., Frank, S., Makeschin, F., 2013. The integration of crop rotation and tillage practices in the assessment of ecosystem services provision at the regional scale. *Ecol. Ind.* 32, 157–171.
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., Makeschin, F., 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision for planning support. *Ecol. Indic.* 21, 54–66.
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services. What do we need to know about their ecology? *Ecol. Lett.* 8 (5), 468–479. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x>.
- Kroll, F., Müller, F., Haase, D., Fohrer, N., 2012. Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy* 29 (3), 521–535.
- Kumar, P., 2012. ed): The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations. Routledge.
- Lorenz, M., Fürst, C., Thiel, E., 2013. A methodological approach for deriving regional crop rotations as basis for the assessment of the impact of agricultural strategies using soil erosion as example. *J. Environ. Manage.* 127, 37–47.
- Ma, L., Bicking, S., Müller, F., 2018. Mapping and comparing ecosystem service indicators of global climate regulation in Schleswig-Holstein, Northern Germany. *Sci. Total Environ.* 648, 1582–1597.
- Martinez-Harms, M.J., Bryan, B.A., Balvanera, P., Law, E.A., Rhodes, J.R., Possingham, H.P., Wilson, K.A., 2015. Making decisions for managing ecosystem services. *Biol. Conserv.* 184, 229–238.
- MEA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment (MA). Synthesis, Island Press, Washington DC.
- Meynhardt, T., Chandler, J.D., Strathoff, P., 2016. Systemic principles of value co-creation: synergies of value and service ecosystems. *J. Business Res.* 69 (8), 2981–2989.
- Mouchet, M.A., Paracchini, M.L., Schulp, C.J.E., Stürck, J., Verkerk, P.J., Verburg, P.H., Lavorel, S., 2017. Bundles of ecosystem (dis) services and multifunctionality across European landscapes. *Ecol. Ind.* 73, 23–28.
- Müller, F., 2005. Indicating Ecosystem and Landscape Organization. *Ecol. Indic.* 5/4, 280–294.
- Müller, F., Burkhard, B., 2007: An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services. In: Mander, Ü., H. Wiggering & K. Helming (Eds.): Multifunctional Land Use – Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services. Springer: 37–64.
- Müller, F., Burkhard B. 2010: Ecosystem Indicators for the Integrated Management of Landscape Health and Integrity. In: S. E. Jorgensen, L. Xu, R. Costanza (Eds.): Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health. Second Edition. Taylor & Francis: 391–423.
- Müller, F., Burkhard B., 2012, The indicator side of ecosystem services. – *Ecosystem Services* 1: 26–30.
- Müller, F., Burkhard, B. Kroll F., 2010. Resilience, Integrity and Ecosystem Dynamics: Bridging Ecosystem Theory and Management. In: Otto, J.-C. & Dikau, R. (Eds.): Landform – Structure, Evolution, Process Control. Lecture Notes in Earth Sciences Series. Vol. 115. Springer: 221–242.
- Nedkov, S., Burkhard, B., 2012. Flood regulating ecosystem services - Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. – *Ecol. Indic.* 21, 67–79.
- Portman, M.E., 2013. Ecosystem services in practice: challenges to real world implementation of ecosystem services across multiple landscapes—a critical review. *Appl. Geogr.* 45, 185–192.
- Potschin, M., Haines-Young, R., 2016, Defining and measuring ecosystem services. In: Potschin M, Haines-Young R, Fish R, Turner RK (Eds): Routledge Handbook of Ecosystem Services, London and New York, pp. 25–42.
- Potschin-Young, M., 2018. Multifunctional assessment methods and the role of map analyse - Using an Integrated Ecosystem Service Assessment Framework. Deliverable D4.8, EUHorizon 2020 ESERALDA Project, Grant agreement No. 642007, 186 pp., URL: <http://www.esmeralda-project.eu/documents/1/>.
- Rova, S., Pranovi, F., Müller F., 2015. Provision of ecosystem services in the lagoon of Venice (Italy): an initial spatial assessment. *Ecology & Hydrobiology* 15 (1) pp. 13–25.
- Rova, S., Meire, P., Müller, F., Simeoni, M., Prandovi, F., 2019. A Petri net modeling approach to explore the temporal dynamics of the provision of multiple ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 655, 1047–1061.
- Ruckelshaus, M., McKenzie, E., Tallis, H., Guerry, A., Daily, G., Kareiva, P., Bernhardt, J., 2015. Notes from the field: lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecol. Econ.* 115, 11–21.
- Santos-Martin, F., Viinikka, A., Mononen, L., Brander, L., Vihervaara, P., Liekens, I., Pottsching-Young, M., 2018. Creating an operational database for Ecosystems Services Mapping and Assessment Methods. *One Ecosystem* 3 e26719.
- Schirpke, U., Timmermann, F., Tappeiner, U., Tasser, E., 2016. Cultural ecosystem services of mountain regions: modelling the aesthetic value. *Ecol. Ind.* 69, 78–90.
- Schirpke, U., Meisch, C., Marsoner, T., Tappeiner, U., 2017. Revealing spatial and temporal patterns of outdoor recreation in the European Alps and their surroundings. *Ecosyst. Serv.* 31C, 336–350. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.017>.
- Schirpke, U., Candiago, S., Egarter, Vigl L., Jäger, H., Labadini, A., Marsoner, T., Meisch, C., Tasser, E., Tappeiner, U., 2019a. Integrating supply, flow and demand to enhance the understanding of interactions among multiple ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 651, 928–941. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.235>.
- Schirpke, U., Egarter, Vigl L., Tasser, E., Tappeiner, U., 2019b. Analyzing spatial congruencies and mismatches between supply, demand and flow of ecosystem services and sustainable development. *Sustainability* 11 (8), 2227. <https://doi.org/10.3390/su11082227>.
- Schneiders, A., Müller F., 2017: 2.2. A natural base for ecosystem services. In: Burkhard B, Maes J (Eds.) (2017) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp: 35–40.
- Schulp, C.J.E., Burkhard, B. Maes, J. van Vliet, J., Verburg P.H., 2014. Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale. – *PLoS ONE* 9(10): e109643. doi:10.1371/journal.pone.0109643.
- Spyra, M., Kleemann, J., Cetin, N.L., Navarrete, C.J.V., Albert, C., Palacios-Agundez, I., Amezcaga-Arregi, I., Rozas-Vasquez, D., Esmail, B.A., Picchi, P., Geneletti, D., König, H.J., Koo, H., Koopionen, L., Fürst, C., 2018. The ecosystem services concept: a new Esperanto to facilitate participatory planning processes? *Landscape Ecol.* 1–21.
- Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baefler, C., Bonet García, F.J., Cazacu, C., Cosor, G.L., Diaz-Delgado, R., Carranza, M.L., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T., Müller, F., 2015. Assessment of spatial ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. *Ecol. Model.* 295, 75–87.
- TEEB, 2009. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Maker – Summary: Responding to the Value of Nature 2009. URL: <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/national-and-international-policy-making/>.
- Timpte, M., Montana, J., Reuter, K., Borie, M., Apkes, J., 2018. Engaging diverse experts in a global environmental assessment: participation in the first work programme of IPBES and opportunities for improvement. *Innovation. Eur. J. Soc. Sci. Res.* 763 (31(sup1)), S15–S37.
- P. Vihervaara T. Kumpula A. Ruokolainen A. Tanskanen B. Burkhard 2012 The use of detailed biotope data for linking biodiversity with ecosystem services in Finland Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manage. 8 1-2 169 185.
- Wangai, P.W., Burkhard, B., Kruse, M., Müller, F., 2017. Contributing to the cultural ecosystem services and human wellbeing debate: a case study application on indicators and linkages. *Landscape Online* 50.
- Wangai, P.W., Burkhard, B., Müller, F., 2019. Quantifying and mapping land use changes and regulating ecosystem service potentials in a data-scarce peri-urban region in Kenya. *Ecosyst. People* 15 (1), 11–32.
- Witt, A., Fürst, C., Makeschin, F., 2013. Regionalization of Climate Change sensitive forest ecosystem types for potential afforestation areas. *J. Environ. Manage.* 127, 48–55.
- Zeleny, J., Bicking, S. Dang, K.B. Müller F. (submitted) Combining methods to estimate ecosystem integrity and ecosystem service potentials and flow for crop production in Schleswig-Holstein, Germany. *Landscape Online*.

# Evaluation of Ecological Integrity in Landscape Based on Remote Sensing Data



Jakub Zelený and Daniel Mercado-Bettín

**Abstract** Sustaining ecological integrity is recognized worldwide as a strategic objective (e.g. the 2015 Paris Agreement), but a general consensus on the overall methodology for assessing ecological integrity is still missing. This chapter presents a contribution to the method of ecological integrity evaluation, using simple and theoretically grounded method to calculate three holistic indicators: exergy capture, biotic water flows and abiotic heterogeneity, utilizing open access remote sensing data (Sentinel-2 and Landsat 8). Three variables are proposed as a representation of the respective indicators: NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), brightness temperature (BT) and vegetation surface heterogeneity (HG). Forests and wetlands have obtained higher results in the selected integrity indicators, while arable lands and urban areas relatively lower. The relative distance between the potential peak and the lowest performance in a landscape context is obtained by calculating a composite Regional Index of Ecological Integrity (RIEI [%]). The proposed approach can be used for various purposes including localization of naturally valuable areas, estimation of ecosystem condition or performance of ecosystem management.

---

J. Zelený (✉)

Faculty of Humanities, Charles University in Prague, Prague, Czech Republic

D. Mercado-Bettín

Catalan Institute for Water Research, University of Girona, Girona, Spain

Grupo GIGA, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

© The Editor(s) (if applicable) and The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature Switzerland AG 2020

L. Westra et al. (eds.), *Ecological Integrity in Science and Law*,  
[https://doi.org/10.1007/978-3-030-46259-8\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-030-46259-8_14)

## 1 Introduction

### 1.1 *Ecological Integrity and Self-Organization*

Despite the universal understanding of the importance of maintaining ecological integrity (e.g. Paris Agreement 2015; Convention on Biological Diversity Aichi Targets 2019), a consensus on a unified theory or methodology of assessing integrity is still missing. Historically, integrity has been understood as the degree of “naturalness” or the distance from a natural reference (Karr and Dudley 1981; Majer and Beeston 1996; Scholes and Biggs 2005; Coppedge et al. 2006; Capmourteres and Anand 2016; for a review see Ruaro and Gubiani 2013). The approach based on naturalness estimation is known as “biotic integrity” and usually comprises biodiversity monitoring of selected sites or specific ecosystems such as forests, lakes or rivers (Karr and Dudley 1981; Fraser et al. 2009). Up till now, several regional scale frameworks have been proposed, addressing the multitude of ecosystem which landscapes consist of in a holistic manner, although a practical methodology was not empirically tested so far (Slocombe 1992; Andreasen et al. 2001; Reza and Abdullah 2011).

The aim of this chapter is to describe a novel method of ecosystem integrity evaluation in landscape context. The experimental definition of integrity used within this study is: “*Ecological integrity is the degree of self-organization. It is regulated by different constraints imposed by abiotic factors and human management*”. This study utilizes the understanding of ecological integrity as the degree of self-organization (Müller et al. 2000; Müller 2005), or autopoiesis (Maturana and Varela 1980). Unlike the “biotic integrity” concept, the proposed approach does not quantify the distance to a natural reference, but rather the thermodynamic performance of an ecosystem (Schneider and Kay 1994; Maes et al. 2011) or the degree of self-organization.

Three indicators are used to estimate ecological integrity: exergy capture, biotic water flows and abiotic heterogeneity (after Müller 2005). Based on a preceding literature survey, three variables were selected to represent these indicators: brightness temperature (BT), Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and vegetation surface heterogeneity (HG). The capacity of vegetation to reduce the temperature gradient is a promising measure of ecosystem metabolism and integrity, and was already proposed by Schneider and Kay (1994) and Maes et al. (2011). The amount of temperature reduced by ecosystems is directly linked to the volume of water transported through vegetation during evapotranspiration and can be thus linked with the ecological integrity indicator “Biotic water flows” proposed by Müller (2005). NDVI is a straightforward estimate of the amount of solar radiation absorbed during photosynthesis and can be thus linked with the indicator “Exergy capture” (Müller 2005; Kandziora et al. 2013). The third indicator, which is ecosystem “abiotic heterogeneity”, can be estimated as the degree of ecosystem unevenness or complexity (Müller 2005; Parrott 2010), and stands in opposition to surface land surface homogeneity, which is typical for industrial land use.

This study explores whether the selected parameters, quantified using open-access remote sensing data, can be used as a sufficient, flexible and comparable measure of ecosystem integrity quantification. Part of the approach is testing an appropriate method of data aggregation, which would allow simple, yet informative landscape assessment, which is most desired in conditions of limited personal and material resources (CBD 2003).

## 2 Materials and Methods

### 2.1 Study Area

Protected Landscape Area (PLA) Třeboňsko is a site of significant natural value and a biospherical reserve in southern Bohemia (49°0′0,62″N, 14°50′7,79″E, approx. 700 km<sup>2</sup>). It has been given the status of protected landscape area in 1979 and acknowledged as a biospherical reserve in 1977. Třeboňsko is a lowland with over 400 lakes, primarily used for fish production. Besides fisheries, significant sectors comprise forestry and agriculture. Despite being a protected area, Třeboňsko is a completely man-made landscape created by draining extensive swamps and mires during the middle ages. Třeboňsko has therefore a significant natural as well as cultural and historical value.

### 2.2 Remote Sensing

Two sources of remote sensing data were utilized in the study: Landsat 8 (United States Geological Survey) and Sentinel-2 (European Space Agency). Landsat 8 provides multispectral as well as thermal measurements in 30 m resolution, while Sentinel-2 provides multispectral measurements only, but in considerably higher resolution (10–20 m). Both instruments provide comparable measurements of vegetation photosynthetic performance (Roy et al. 2014; Castaldi et al. 2016; van der Werff and van der Meer 2016; Chrysafis et al. 2017).

Sentinel-2 (S-2) multi-spectral sensor is particularly suitable for assessing vegetation photosynthetic characteristics using the so-called “vegetation indices” (Delegido et al. 2011; Krofcheck et al. 2016; Vincini et al. 2016). S-2 has been successfully used in agriculture (Vincini et al. 2016; Immitzer et al. 2016), forestry (Schumacher et al. 2016; Majasalmi and Rautiainen 2016), soil assessment (Poggio and Gimona 2016) and geology (van der Werff and van der Meer 2016; Castaldi et al. 2016; Forkuor et al. 2017).

Landsat 8 (L8) measurements have similar utility to S-2, but with lower spatial (30 m for multi-spectral and 100 m for thermal) as well as temporal resolution (there are two S-2 units—S2A and S2B with a 5 day revisit time at the equator; L8

has a 16 day revisit time). Unlike S-2, L8 carries a thermal sensor (TIRS - Thermal InfraRed Sensor) which is why the two satellites were combined to deliver a complementary set of vegetation measurements.

### 2.3 Data Sources and Processing

The three selected indicators of ecological integrity (exergy capture, biotic water flows and abiotic heterogeneity) are represented by three respective variables: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), at-satellite brightness temperature (BT) and vegetation surface heterogeneity (HG). NDVI and HG was derived from S-2 images, while BT was obtained from L8.

#### 2.3.1 Exergy Capture

The ecosystem exergy capture was represented using the variable NDVI. NDVI can be calculated according to Eq. (1),

$$NDVI[-] = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \text{ or } \frac{Band8 - Band4}{Band8 + Band4}, \quad (1)$$

where NDVI is the Normalized Difference Vegetation Index, NIR is the reflectance in near infrared (S-2 Band 8) and RED means reflectance in red part of the visible spectrum (S-2 Band 4). It is a fairly straightforward estimate, closely related to primary production (Xu et al. 2012).

#### 2.3.2 Biotic Water Flows

We have used at-satellite brightness temperature, obtained from L8 Band 10, as a representative of the indicator biotic water flows, following the Eq (2)

$$BT[^\circ C] = \frac{K_2}{\ln \frac{K_1}{L\lambda + 1}} - 273,15, \quad (2)$$

where BT is at-satellite brightness temperature,  $L\lambda$  represents the parameter Top Of Atmosphere (TOA) spectral radiance [watts/(m<sup>2</sup> \* srad \* μm)] and K1 and K2 are both band-specific thermal conversion constants obtained from the meta-data of the image.

BT was further converted from an absolute temperature to a range in °C (upper and lower 2% were clipped to remove outliers) and inverted to represent the capacity of vegetation to reduce surface temperature, without the information on seasonal variation of temperature. The resulting variable is termed TD (Temperature Difference) and is calculated using Eq. (3)

$$TD[{}^{\circ}C] = (-BT) + \max BT, \quad (3)$$

where TD is the variable temperature difference, which is obtained from BT (at-satellite brightness temperature), calculated using Eq. (2)

### 2.3.3 Abiotic Heterogeneity

Vegetation surface heterogeneity (HG) was calculated using S-2 Band 4 and Band 8 and a DCED (Diagonal Compass Edge Detector) filter algorithm to quantifying geometric and linear shapes. The algorithm is an integral part of the dedicated software for Sentinel missions—SNAP (ESA SNAP 2019). The respective calculation was done using Eq (4)

$$HG[-] = \left( \sqrt{|DCED(NIR)|} \right) - \left( \sqrt{|DCED(RED)|} \right), \quad (4)$$

which describes the calculation of the variable HG (vegetation surface heterogeneity). The DCED filter product from NIR (reflectance in near infrared, S-2 Band 8) and RED (reflectance red part of the spectrum, S-2 Band 4) was used to create a vegetation surface heterogeneity index by subtracting one product from the other. A near-normal data distribution was obtained by square root transformation, to enable comparison with the other two variables.

### 2.3.4 Data Sampling

The three variables were calculated for all available cloud-free images in the year 2017 and median values were sampled for individual land-use classes using the QGIS software (zonal statistics plugin). Variables were sampled using a land cover classification layer, which was specifically developed for the Czech republic (Consolidated Layer of Ecosystems—CLE, Frélichová et al. 2014).

### 2.3.5 Land-Use Integrity Estimation

In order to represent the temporal performance of each variable in the respective land-use classes, an Area Under Curve (AUC) was calculated, quantifying the volume of space of a hypothetical square between two points in time. This approach was selected as a simple method of data aggregation, representing the performance of each land-use class within the selected year (2017). Equation (5) describes the calculation of a single AUC between two measurements

$$AUC_t = \left( \frac{y_{t+1} - y_t}{2} \right) * (x_{t+1} - x_t), \quad (5)$$

where  $y$  represents the measured value in time  $t$  and  $x$  represents the number of days within a given year. An aggregated value for the whole year was calculated by adding each of the AUCs according to Eq. (6)

$$AUC = \sum_{t=0}^n AUC_t + AUC_{t+1} + \dots + AUC_{t+n}, \quad (6)$$

where AUC is obtained by summing all of the individual  $AUC_t$  in the selected year 2017. The resulting values obtained for each land-use class were normalized (range 0–1, upper and lower 2% were set to maximum to remove outliers) and expressed as percentage [0–100%]. The score 100% was therefore assigned to such land-use class, according to the Consolidated layer of ecosystems, which had the highest performance in the respective indicator.

### 2.3.6 Quantification of a Regional Integrity Index

An index of ecological integrity for each land-use class was obtained by averaging the three ecological integrity variables (mean EI, expressed as %) and multiplied by the fraction of area covered [0–1] to obtain an index of ecological integrity (IEI [%], Fig. 1) representing the proportional contribution of the respective land-use class to the overall integrity of the study area. Finally, an integrative Regional Index of Ecological Integrity (RIEI [%], Fig. 1) was calculated by adding the individual indexes (IEIs) for the individual land-use class.



	HG	NDVI	TD	EI	% Area	IEI
Beech forests	92%	99%	100%	97%	1.0%	1%
Floodland and wetland forests	100%	100%	90%	97%	1.9%	2%
Managed forests mixed	87%	98%	91%	92%	1.1%	1%
Natural bushes	94%	90%	80%	88%	1.2%	1%
Spruce forests	64%	98%	99%	87%	1.9%	2%
Managed forests coniferous	63%	99%	95%	86%	37.2%	32%
Oak and hornbeam forests	72%	97%	86%	85%	4.5%	4%
Peat forests	53%	96%	97%	82%	5.3%	4%
Managed forests broadleaved	93%	96%	55%	81%	0.2%	0%
Rocks Rubble	57%	93%	87%	79%	0.0%	0%
Wetlands and riparian vegetation	72%	79%	77%	76%	1.7%	1%
Dry pine forests	45%	94%	86%	75%	2.2%	2%
Sport and nleisure surfaces	58%	74%	89%	74%	0.2%	0%
Mesophilic meadows	53%	88%	65%	69%	2.0%	1%
Non-natural bushes	86%	90%	22%	66%	0.4%	0%
Urban greenery	74%	91%	30%	65%	0.1%	0%
Aluvial and wet meadows	44%	85%	43%	57%	3.0%	2%
Peat bogs and springs	60%	83%	9%	51%	0.2%	0%
Managed meadows	36%	86%	29%	50%	17.1%	9%
Continuous urban fabric	56%	53%	35%	48%	0.0%	0%
Dumps and construction sites	7%	27%	83%	39%	0.0%	0%
Traffic infrastructure	42%	39%	26%	36%	0.6%	0%
Discontinuous urban fabric	45%	49%	11%	35%	3.3%	1%
Arable land	7%	40%	38%	28%	14.2%	4%
Rocks and Quarrys	3%	21%	37%	20%	0.4%	0%
Industrial and business units	0%	0%	0%	0%	0.2%	0%

67%

**Fig. 1** A table presenting the relative performance of the tested parameters for individual land-use classes, the % of area covered, the average ecological integrity (EI) and integrity weighted by the % of area covered by a land-use class (IEI—Index of Ecological Integrity). A sum of the IEIs is used to calculate the final Index of Regional Ecological Integrity (RIEI). Variables representing EI indicators: HG—Heterogeneity, NDVI—Normalized Difference Vegetation Index, TD—Temperature Difference, were aggregated across the respective vegetation period (year 2017 in PLA Třeboňsko)

### 3 Results

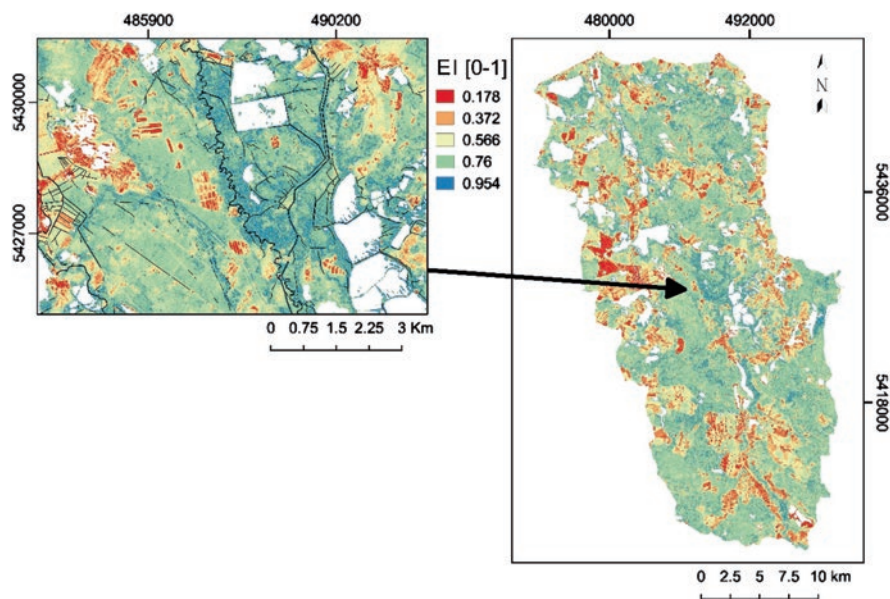
#### 3.1 Ecological Integrity of Variable Land-Use

The resulting performance in terms of ecological integrity has been tested and validated using a land-cover classification layer (CLE). Generally speaking, natural and managed forests, followed by wetlands had the highest performance in all three parameters. On the other hand, arable lands and urban areas (e.g. mineral extraction sites, sparsely vegetated areas) received the lowest values in all three EI variables (see Fig. 1).

### 3.2 Comparison of the Selected Variables

From a general perspective, forests, wetlands and grasslands have received the highest values in all of the three selected variables, while sparsely vegetated or urban areas have received the lowest. Figure 2 presents the composite result of the three variables, obtained by normalization and averaging. This method can be used to evaluate and detect areas of high ecosystem integrity. Areas which have received the highest values are already acknowledged under some form of protection (AOPK 2019), or comprise highly productive forests (personal communication with representatives of the nature conservation agency). A focus on a highly valuable wetland known as “Novořecké močály” is included in the figure to demonstrate the performance of the composite EI index in detail. The subject wetland vegetation has received an overall highest EI score, while the nearby clearcuts (red geometric objects) have received relatively low score. This example demonstrates the capacity of the three variables and their composite index to produce a gradient between highly self-organized and disturbed land cover.

Table 1 presents the results of a Spearman’s correlation test to demonstrate the relationship between the individual variables. NDVI and TD were the most tightly correlated pair, while TD and HG were the least correlated.



**Fig. 2** A product of normalization and averaging of the three selected variables (NDVI, TD, HG) in the whole study area PLA Třeboňsko and a focus of a selected site of interest—a highly valuable wetland “Novořecké močály.” The images used were sensed on 13.6.2017 (S-2) and 20.6.2017 (L8) and produced in 10 m resolution. Blue colour represents high integrity (dense vegetation, forest cover) while red highlights low integrity areas (urban, disturbed or harvested ecosystem). EI stands for ecological integrity

**Table 1** Results of a correlation test between the four variables, using the Spearman's correlation method

	NDVI	TD	HG
NDVI	*	0.47	0.41
TD	0.47	*	0.29
HG	0.41	0.29	*

All correlations were significant ( $p\text{-value} < 2.2 \cdot e^{-16}$ ). Images analysed were sensed on 13.6. (S-2; HG, NDVI) and 20.6. 2017 (L8; TD)

## 4 Discussion

### 4.1 Indicator Design

The aim of this study was to design and validate suitable variables to represent a set of selected ecological integrity indicators. Second part of the study was the design of an appropriate aggregation method with the aim to provide a relative quantification of individual land-use types as well as the overall performance of the selected region. Although the three tested variables are not new in landscape assessment (Schneider and Kay 1994; Xu et al. 2012; Parrott 2010; Maes et al. 2011; Vargas et al. 2017), the approach to use them in combination is novel.

The correlation test in Table 1. indicates, that the selected variables are related and we assume they describe three different aspects of a single phenomenon, which is self-organization. The initial goal of the selected variables was to provide a means of differentiation between anthropogenic land-use and natural ecosystems and this was achieved. Additional parameters can be used to further supplement the current set. These comprise for e.g. vegetation respiration, gross and net primary production, biotic heterogeneity (biodiversity), standing biomass and ecosystem nutrient accumulation capacity, although more potential variables exist (Müller 2005; Rocchini et al. 2018).

### 4.2 Limitations of the Method

The presented approach to produce is based on several assumptions. Firstly, the indexes for individual land-use classes represent an interval, not an absolute value. Their relative performance in the context of the selected case study area is determined by the respective regional highest and lowest performing land-use type, serving as a reference for both extremes. This means, that the result is always dependent on an appropriate site selection method, which should be large enough to contain sufficient anthropogenic as well as natural references (municipalities, countries, federal states). An obvious objection to the approach would be, that the results will always be dependent on the specific site selection and are thus not fully comparable among different case study areas. To defend the presented method, it can be said

that in the first instance, the variables are usable to detect ecological integrity even without normalization. Normalizations within specific land-use classes have been used mainly to validate the variables with respect to their capacity to differentiate natural from anthropogenic land use types. The relative indexes, including the resulting RIEI, are suitable for comparison between different regions; their interpretation has to take into consideration the specifics and limitations of the aggregation method.

## 5 Conclusions

Three variables representing three ecological integrity indicators have been designed based on open-access remote sensing data and validated using a land-cover layer (CLE). Valuable areas from the point of view of nature conservation as well as ecosystem management can be highlighted using the proposed variables, along with areas of low value and disturbed areas. A method of aggregation is proposed, quantifying the relative distance of a land-use class from a regional maximum and minimum to provide a method of land-use integrity evaluation and quantification. A composite Regional Index of Ecological Integrity (RIEI) has been designed and quantified to provide an estimation of the overall regional integrity and its distance from a hypothetical top and bottom state.

**Acknowledgements** We would especially like to thank our colleagues from the Institute of Natural Resource Conservation of the University in Kiel, namely Felix Müller, Wilhelm Windhorst and Claus-G. Schimming for consultation and advices on the methodological aspects and results interpretation. This study was made possible thanks to financial support from the DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) MOE scholarship, GAUK (Charles University Grant Agency [Grant no. 546517]) and Specific University Research [VS 260471] funding.

## References

- Andreasen JK, O'Neill RV, Noss R, Slosser NC (2001) Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecol Indic* 1:21–35. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00007-3)
- Capmourteres V, Anand M (2016) Assessing ecological integrity: a multi-scale structural and functional approach using structural equation modeling. *Ecol Indic* 71:258–269. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.006>
- Castaldi F, Palombo A, Santini F, Pascucci S, Pignatti S, Casa R (2016) Evaluation of the potential of the current and forthcoming multispectral and hyperspectral imagers to estimate soil texture and organic carbon. *Remote Sens Environ* 179:54–65. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.03.025>
- Chrysafis I, Mallinis G, Siachalou S, Patias P (2017) Assessing the relationships between growing stock volume and Sentinel-2 imagery in a Mediterranean forest ecosystem. *Remote Sens Lett.* 8(6):508–517. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2017.1295479>

- Coppedge BR, Engle DM, Masters RE, Gregory MS (2006) Development of a grassland integrity index based on breeding bird assemblages. *Environ Monit Assess* 118(1–3):125–145. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1237-8>
- Delegido J, Verrelst J, Alonso L, Moreno J (2011) Evaluation of sentinel-2 red-edge bands for empirical estimation of green LAI and chlorophyll content. *Sensors* 11(7):7063–7081. <https://doi.org/10.3390/s110707063>
- Forkuor G, Hounkpatin OKL, Welp G, Thiel M (2017) High resolution mapping of soil properties using remote sensing variables in South-Western Burkina Faso: a comparison of machine learning and multiple linear regression models. *PLoS One* 12(1):e0170478. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170478>
- Fraser RH, Olthof I, Pouliot D (2009) Monitoring land cover change and ecological integrity in Canada's national parks. *Remote Sens Environ* 113(7):1397–1409. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.019>
- Frélichová J, Vačkář D, Pártl A, Loučková B, Harmáčková ZV, Eliška L (2014) Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosyst Serv*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.03.001>
- Immitzer M, Vuolo F, Atzberger C (2016) First experience with Sentinel-2 data for crop and tree species classifications in central Europe. *Remote Sens* 8(3). <https://doi.org/10.3390/rs8030166>
- Kandziora M, Burkhard B, Müller F (2013) Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—a theoretical matrix exercise. *Ecol Indic* 28:54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>
- Karr JR, Dudley DR (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environ Manage* 5(1):55–68. <https://doi.org/10.1007/BF01866609>
- Krofcheck DJ, Eitel JUH, Lippitt CD, Vierling LA, Schulthess U, Litvak ME (2016) Remote sensing based simple models of GPP in both disturbed and undisturbed piñon-juniper woodlands in the southwestern U.S. *Remote Sens* 8(1). <https://doi.org/10.3390/rs8010020>
- Maes WH, Pashuysen T, Trabucco A, Veroustraete F, Muys B (2011) Does energy dissipation increase with ecosystem succession? Testing the ecosystem exergy theory combining theoretical simulations and thermal remote sensing observations. *Ecol Modell* 222(23–24):3917–3941. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.08.028>
- Majasalmi T, Rautiainen M (2016) The potential of Sentinel-2 data for estimating biophysical variables in a boreal forest: a simulation study. *Remote Sens Lett* 7(5):427–436
- Majer JD, Beeston G (1996) The biodiversity integrity index: an illustration using ants in Western Australia. *Conserv Biol* 10(1):65–73. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10010065.x>
- Maturana HR, Varela FJ (1980) Autopoiesis and cognition. the realization of the living., *Maquinas y Seres vivos*, Boston stu, 59–138, doi:EB N MATU
- Müller F (2005) Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecol Indic* 5(4):280–294. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.017>
- Müller F, Hoffmann-Kroll R, Wiggering H (2000) Indicating ecosystem integrity - theoretical concepts and environmental requirements. *Ecol Modell* 130(1–3):13–23. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00210-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00210-6)
- Paris Agreement (2015) European Commission's Directorate-General for Climate Action, 1–16. Available at [https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris\\_en](https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris_en). Accessed 30 May 2019
- Parrott L (2010) Measuring ecological complexity. *Ecol Indic* 10(6):1069–1076. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.014>
- Poggio L, Gimona A (2016) Assimilation of optical and radar remote sensing data in 3D mapping of soil properties over large areas. *Sci Total Environ* 579:1094–1110. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.078>
- Reza MIH, Abdullah SA (2011) Regional Index of Ecological Integrity: a need for sustainable management of natural resources. *Ecol Indic* 11(2):220–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.08.010>

- Rocchini D, Luque S, Pettorelli N, Bastin L, Doktor D, Faedi N, Feilhauer H, Féret JB, Foody GM, Gavish Y, Godinho S, Kunin WE, Lausch A, Leitão PJ, Marcantonio M, Neteler M, Ricotta C, Schmidtlein S, Vihervaara P, Wegmann M, Nagendra H (2018) Measuring  $\beta$ -diversity by remote sensing: a challenge for biodiversity monitoring. *Methods Ecol Evol* 9(8):1787–1798. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12941>
- Roy DP, Wulder MA, Loveland TR, Woodcock CE, Allen RG, Anderson MC, Helder D, Irons JR, Johnson DM, Kennedy R, Scambos TA, Schaaf CB, Schott JR, Sheng Y, Vermote EF, Belward AS, Bindschadler R, Cohen WB, Gao F, Hipple JD, Hostert P, Huntington J, Justice CO, Kilic A, Kovalsky V, Lee ZP, Lyburner L, Masek JG, McCorkel J, Shuai Y, Trezza R, Vogelmann J, Wynne RH, Zhu Z (2014) Landsat-8: science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sens Environ* 145:154–172. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.001>
- Ruaro R, Gubiani ÉA (2013) A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecol Indic* 29:105–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.016>
- Schneider ED, Kay JJ (1994) Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. *Math Comput Model* 19(6):25–48. [https://doi.org/10.1016/0895-7177\(94\)90188-0](https://doi.org/10.1016/0895-7177(94)90188-0)
- Scholes RJ, Biggs R (2005) A biodiversity intactness index. *Nature* 434(7029):45–49. <https://doi.org/10.1038/nature03289>
- Schumacher P, Mislimeshova B, Brenning A, Zandler H, Brandt M, Samimi C, Koellner T (2016) Do red edge and texture attributes from high-resolution satellite data improve wood volume estimation in a semi-arid mountainous region?. *Remote Sens.* 8(7):540. <https://doi.org/10.3390/rs8070540>
- Slocumbe DS (1992) Environmental monitoring for protected areas: review and prospect. *Environ Monit Assess* 21(1):49–78. <https://doi.org/10.1007/BF00400057>
- van der Werff H, van der Meer F (2016) Sentinel-2A MSI and Landsat 8 OLI provide data continuity for geological remote sensing. *Remote Sens* 8(11). <https://doi.org/10.3390/rs8110883>
- Vargas L, Remme RP, Vargas L, Hein L, Remme RP (2017) Accounting for ecosystem assets using remote sensing in the Colombian Orinoco River Basin lowlands the Colombian Orinoco River Basin lowlands. *J Appl Remote Sens* 11(2). <https://doi.org/10.1117/1.JRS.11.026008>
- Vincini M, Calegari F, Casa R (2016) Sensitivity of leaf chlorophyll empirical estimators obtained at Sentinel-2 spectral resolution for different canopy structures. *Precis Agric* 17(3):313–331
- Xu C, Li Y, Hu J, Yang X, Sheng S, Liu M (2012) Evaluating the difference between the normalized difference vegetation index and net primary productivity as the indicators of vegetation vigor assessment at landscape scale. *Environ Monit Assess* 184(3):1275–1286. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2039-1>

## *Electronic Sources*

- AOPK: Regionální pracoviště Jižní Čechy. Agency of Nature Conservation. Available at: <http://trebonsko.ochranaprirody.cz/>, last access: 30.5.2019
- CBD (2003) Methods for evaluating ecosystem integrity and monitoring ecosystem response. Available at: <https://www.cbd.int/doc/pa/tools/Methods%20for%20Evaluating%20Ecosystem%20Integrity%20and%20Monitoring%20Ecosystem%20Respons.pdf>, last access: 30.5.2019
- Convention on Biological Diversity Aichi targets: Available at: <https://www.cbd.int/sp/targets/>, last access: 30.5.2019
- ESA SNAP: SNAP – Science Toolbox Exploitation Platform. European Space Agency. Available for download at: <http://step.esa.int/main/download/>, last access: 30.5.2019
- ESA: SciHub Copernicus geoportal. European Space Agency. <https://www.scihub.copernicus.eu>, last access: 30.5.2019

USGS: Earth explorer geoportal, United States Geological Survey. <https://earthexplorer.usgs.gov/>, last access: 30.5.2019

Weiss, M., and Baret, F.: S2ToolBox Level 2 products: LAI, FAPAR, FCOVER, 53, 2016. Available at: [http://step.esa.int/docs/extra/ATBD\\_S2ToolBox\\_L2B\\_V1.1.pdf](http://step.esa.int/docs/extra/ATBD_S2ToolBox_L2B_V1.1.pdf), last access: 30.5.2019

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/337239373>

# Exploring and Visualizing Stakeholder Value Regimes in the Context of Peri-Urban Park Planning

Article in *Society and Natural Resources* · November 2019

DOI: 10.1080/08941920.2019.1688440

CITATIONS

0

READS

24

4 authors, including:



**Jan Danek**

The Czech Academy of Sciences

10 PUBLICATIONS 55 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



**Jakub Zelený**

Charles University in Prague

5 PUBLICATIONS 20 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



**Davina Vačkářová**

Charles University in Prague

53 PUBLICATIONS 699 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:

Project

Piloting System of Environmental and Economic Accounting – Experimental Ecosystems Accounting (SEEA-EEA) in Kyrgyzstan [View project](#)


Project

Participatory mapping and assessment of cultural ecosystem services [View project](#)





# Exploring and Visualizing Stakeholder Value Regimes in the Context of Peri-Urban Park Planning

Jan Daněk<sup>a,b</sup> , Jakub Zelený<sup>a,b</sup>, Apolónia Pecka Sejková<sup>a,c</sup>, and Dava Vačkářů<sup>a,d</sup>

<sup>a</sup>Global Change Research Institute of the Czech Academy of Sciences, Brno, Czech Republic; <sup>b</sup>Faculty of Humanities, Charles University, Prague, Czech Republic; <sup>c</sup>Faculty of Social Studies, Masaryk University, Brno, Czech Republic; <sup>d</sup>Environment Centre, Charles University, Prague, Czech Republic

## ABSTRACT

Peri-urban zones are an emerging issue in the analysis of urban areas as social-ecological systems. This work presents a process of developing support tools for local planning and decision-making, which were used to facilitate discussion between stakeholders about planning a future peri-urban park in the south of Prague, Czech Republic. Sociological methods were employed to describe and visualize the attitudes, communication patterns and value regimes of involved stakeholders. The research developed and tested an approach to map the distribution of stakeholder value regimes related to the study area and demonstrated its capability in facilitating communication between stakeholders. The output maps can serve as practical support tools and provide efficient means during the search for consensus on a form of shared governance in the future peri-urban park.

## ARTICLE HISTORY

Received 8 November 2018  
Accepted 6 October 2019



## KEYWORDS

Peri-urban park; pragmatic sociology; orders of worth; shared governance; stakeholder value regimes


## Introduction

The current global trend of urbanization and urban sprawl creates concerns for human well-being in urban areas (Seto et al. 2017). As the number of people living in densely built-up areas increases, the quality of life in cities becomes more dependent on urban and peri-urban ecosystems (Depietri et al. 2016). In Europe, about 75% of the population already lives in urban areas, and this trend will continue to rise (UN 2015). Peri-urban zones form a transition from an urban, built-up environment to open landscape and therefore contain elements of both systems (Periurban Parks 2012).

As a specific sociological phenomenon, peri-urban space has been the target of many debates whilst trying to describe its unique nature and social characteristics (Damon, Marchal, and Stébé 2016). For instance, it can be seen as a “third space” or a space “in between”, pointing to the fact that it lacks the qualities of both urban and rural spaces. Another view emphasizes the distortion of the rural environment due to the increasing number of neo-rural inhabitants (newcomers), affecting the traditions of the original

**CONTACT** Jan Daněk  [danek.j@ceh.cz](mailto:danek.j@ceh.cz)  Global Change Research Institute of the Czech Academy of Sciences, V Jirchářích 149/6, 11000, Prague 1, Czech Republic.

Color versions of one or more of the figures in the article can be found online at [www.tandfonline.com/usnr](http://www.tandfonline.com/usnr).

 Supplemental data for this article can be accessed on the publisher's website at <https://doi.org/10.1080/08941920.2019.1688440>.

rural space. Furthermore, these spaces might be characterized by the transformation of green space into road infrastructure and other built-up areas (Damon, Marchal, and Stébé 2016). The multifunctional aspect of peri-urban space might also complicate local planning in regards to the variety of land-uses and on the other hand presents a viable ground for the sustainable development of these areas (Beilin, Reichelt, and Sysak 2015).

The flood plain character of our peri-urban study area displays an additional challenge, flood risk management, which might impede finding solutions for the sustainable management and governance of these areas (see also Barbedo et al. 2015). The main function of a peri-urban floodplain is as an inundation area in the case of floods, but it also offers other important possibilities for land use, such as agriculture, recreation or environmental education. With the aim to integrate various peri-urban land-uses while respecting the basic pillars of sustainable development (social, economic, environmental), several peri-urban parks across European cities have been established, representing a unique tool for the integrated management and development of peri-urban landscapes (Periurban Parks 2012). These institutions (peri-urban parks) share several specific traits: (a) strong social legitimization; (b) mechanisms for institutional collaboration; (c) participative and collaborative processes (Periurban Parks 2012). In order to establish a peri-urban park, the need arises to bring together various stakeholders (both local and citywide) and develop and design shared governance and institutional settings (Frantzeskaki and Kabisch 2016). In this paper, we argue that mapping and describing these actors and their attitudes towards the peri-urban area as well as to each other brings important information to peri-urban park planning, e.g., to help design and give momentum to participative and collaborative processes.

Several approaches exist on mapping stakeholder attitudes as part of the stakeholder analysis process (Bryson 2004). Stakeholder attitudes can be added as an extra dimension to interest/influence matrices (Eden and Ackermann 1998), be transformed into metaphors of organizations (Hussain and Hafeez 2008) or be linked to values in the context of social-psychological theory (McFarlane and Boxall 2000). Some studies use semi-quantitative approach, such as Q-methodology (Vugteveen et al. 2010) or fuzzy cognitive mapping (Kermagoret et al. 2016), to elicit stakeholder perceptions on a specific topic. Our study is based on pragmatic sociology tools as a specific approach to analyze and map stakeholder attitudes (Boltanski and Thévenot 1999). We suggest that this approach can extract more in depth qualitative data based on stakeholders' value regimes and thus highlight different aspects compared to other conventional analyses (e.g., interest/influence matrices). In analyzing stakeholder preferences, qualitative research is highly appropriate and provides valuable data with a relatively high "resolution" from stakeholder groups to individual actors (Jacobs and Schwartz 1979). We combined qualitative surveys and elements of participatory mapping to explore and visualize any patterns regarding stakeholder attitudes.

The aim of research was to provide structured information about "social terrain"<sup>1</sup> in the area to planners and decision-makers wanting to establish a peri-urban park. We presumed that peri-urban park planning would benefit from understanding different attitudes and narratives originating in different "value regimes" (see Section "Qualitative

Analysis and Theoretical Background”) on which stakeholders build their arguments. To support the process of peri-urban park planning, we produced schematic maps that described places of interest and conflict, communication patterns and place related value regimes with respect to key stakeholders in the area.

## Methodology

We used several different methods, including consultations with a “gatekeeper”, snowball sampling of key stakeholders, semi-structured interviews with pre-set open questions and a participatory mapping exercise.

## Study Area

The research area is located in the southern part of Prague and consists of a river floodplain and surrounding land at the confluence of the Berounka and Vltava rivers (Confluence). Its total area is approx. 1,000 ha and is administratively divided between four Prague city districts (Lipence, Radotín, Velká Chuchle, Zbraslav) and one small town (Černošice). Besides fragmented administration, the area also has a highly fragmented land-ownership structure. Most of the territory is characterized as a protective inundation area.

The idea to establish a peri-urban park was officially initiated by the Prague Institute of Planning and Development (PIPD) in the strategic document *Concept of Prague’s Riversides* (2014). According to the vision presented in this document, the peri-urban park should be defined by landscape characteristics rather than administrative borders. Furthermore, it should have its own management and governing body that aims at a shared vision of developing the environmental, social and economic potential of the area. In this context, the future peri-urban park is understood as a local shared governance tool.

## Stakeholder Analysis

For stakeholder analysis, we developed a sampling protocol aimed at reaching a balanced set of key actors differentiated into local and citywide categories. The group of citywide stakeholders included governance or administration bodies with regional or national competence. The group of local stakeholders included representatives of municipalities, economic subjects, land owners, civic associations and other organized locals. [Table 1](#) presents an overview of stakeholder groups, number of interviews and brief descriptions.

The initial set of relevant stakeholders was introduced by a representative of PIPD, who is also referred to as the gatekeeper. Generally, a gatekeeper provides initial insight into the social terrain, and we believed that this representative could also be a valuable source of information about a wide range of stakeholders (Hammersley and Atkinson 1995). We initially identified 125 local and 37 citywide stakeholders. These were divided into four groups according to their relationship to the study area. The total number of interviews was 37. Potential respondents were contacted by email, and those who did

**Table 1.** Overview of stakeholder groups, number of interviews and brief descriptions.

Stakeholder type	Stakeholder group	Number of interviews	Description
Local actors	Local governments and authorities	9	City districts within boundaries of the study area – Lipence, Radotín, Velká Chuchle, Zbraslav; town of Černošice
	Civic associations and other organized groups	9	Leisure, cultural, nature and sporting clubs, local civic associations, civic initiative and local newspaper
	Economic subjects, land owners, recreation	8	Golf club, Market hall, land owners, stone quarry and sand-gravel extraction company, Czech Union of Allotment and Leisure Gardeners
Citywide actors	City of Prague, state and regional administration	11	City of Prague, ministries of regional development, environment, transport, nature conservation agency, water research institute, river basin authority, river transport authority, municipal police

not respond were later contacted via phone. Stakeholder selection reflected their relative importance in the social terrain regarding their ability to influence the study area. However, the selection was significantly influenced by the gatekeeper.

### **Data Collection and Analysis**

Data were collected during a wider socio-economic study on the potential Confluence peri-urban park, commissioned by the PIPD. The research was based on qualitative semi-structured interviews. In order to obtain a comprehensive overview of stakeholder attitudes towards the study area and map their mutual interactions and communication patterns, we developed a detailed interview protocol. The protocol was based on the following framework questions:

- a. What are the main places of interest and conflict?
- b. How do stakeholders (mutually) communicate and cooperate and what is the quality of these interactions?
- c. What are the (shared) values stakeholders perceive and how do they relate to the specific places of interest or conflict in the study area?

Data from interviews were primarily used for further analysis, but also to identify other relevant stakeholders (snowball mapping method, Bieranacki and Waldorf 1981). Interviews were conducted in October and November 2016, mostly at the respondent's place of work or home, at a cafeteria or in our research office. There was no set minimum number of respondents, but the aim was to conduct interviews to the point when no new information came from the same stakeholder group, i.e., the information obtained was saturated (Strauss and Corbin 1990). At the beginning of the interview, respondents were asked to sign informed consent regarding anonymity, and an audio recording for further analysis was also made.

Interviews (or notes when no recording was made) were transcribed for analysis and coded into key topics using the software Atlas.ti (atlasti.com). The main topics were identified using quotes from transcripts, which were then coded with a set of keywords.

**Table 2.** Orders of worth in the theoretical framework, adapted from Thévenot, Moody, and Lafaye 2000.

OOW	Description/characteristic of judgements
Civic	Relates to efforts for good governance when describing one's own activities, critique of inefficient public service, describing methods of public service, etc. Relating to these values makes sense in a system of functional representative democracy and relates to good public open policy.
Domestic	Home-related values, place-based values, community importance, historical reference, protection of traditions. When newcomers respect shared values, they become legitimate members of society.
Green	"Green" values represent arguments about the intrinsic value of nature. Nature is a powerful and unpredictable actor to be respected.
Market	Market and financial values. Profit has its own significant value.
Industrial	Technical efficiency, professional planning and expertise, long-term growth. Not limited to industrial or economic sectors.
Fame	The extent of public knowledge or fame itself.
Inspiration	Inspiration, passion and emotion often point to the singularity or creativity of a person, object or action which is the source of inspiration.

Recurring keywords then helped the saturation effect to be seen (Strauss and Corbin 1990).

### ***Qualitative Analysis and Theoretical Background***

We used the orders of worth model (OOW) of the most commonly occurring value regimes to classify stakeholder attitudes towards the past, present and future of the area. These represent systems of justification of one's truth or right to a certain claim, which is a model presented in Boltanski and Thévenot (1999) and also known as the "sociology of critical capacity" or pragmatic sociology (Boltanski and Thévenot 2006; Susen 2017).

Here, we understand actors sharing the values of a "common good" and building their arguments according to these values (Boltanski and Thévenot 2006). Understanding that even opponents (opinions) use arguments based on the same values allows the sides of each dispute to step aside from individual attitudes, which may be helpful in reaching a consensus or compromise. An example might be a real estate developer and local residents, who are both afraid they will lose money on their property. They oppose each other, but build their argument on the same value – money. Boltanski and Thévenot (1999) suggested the following modes of evaluating reality, which correspond to the basic set of six OOW: market competition, industrial efficiency, fame, civic solidarity, domestic trust and inspiration. Later, Thévenot added ecology as a new OOW into the existing moral ordering (Thévenot, Moody, and Lafaye 2000; Blok 2013). As our study area comprises semi-natural, peri-urban landscape, we expected a considerable amount of "green" notions and references to the natural world and therefore decided to use this theoretical extension for our purposes. A general description of all seven OOWs is presented in Table 2. It is also important to mention that the list of seven OOWs is not finite and new OOWs may emerge (Thévenot, Moody, and Lafaye 2000; Centemeri 2015).

In this article, OOWs represent the shared values of a commonly accepted concept of "collective good" or legitimate argument (Boltanski and Thévenot 1999). Our case study

was a perfect example of the grammar of plural OOWs, as the environment in which they were presented is a forum of the public trying to obtain a common definition of shared justice, to be able to work together. This way of arguing within a plural value regime is specifically geared to finding a compromise in a formal public forum, so that even the good of a familiar environment or the good of planned individual choices need to be translated into shared OOW and presented to the public as something that can be shared and thus strived for by the whole (Gajdoš and Rapošová 2018).

The dispute process means that actors attempt to justify their claims. Participants of a dispute can choose to step aside from their previous, rigid position to meet in a shared space of meaning and formulate a common interpretation of the object (a place of interest or conflict) and reach a compromise, provided they succeed in translating their personal concerns into a shared interest in the common good (Gajdoš and Rapošová 2018). This translation of particular interests into the language of four common goods (OOWs), as part of coding within the qualitative analysis process, is what we tried to do in order to provide an external arbiter with a “dictionary” by which different stakeholders could be approached and involved in discussion based on shared language and value regimes.

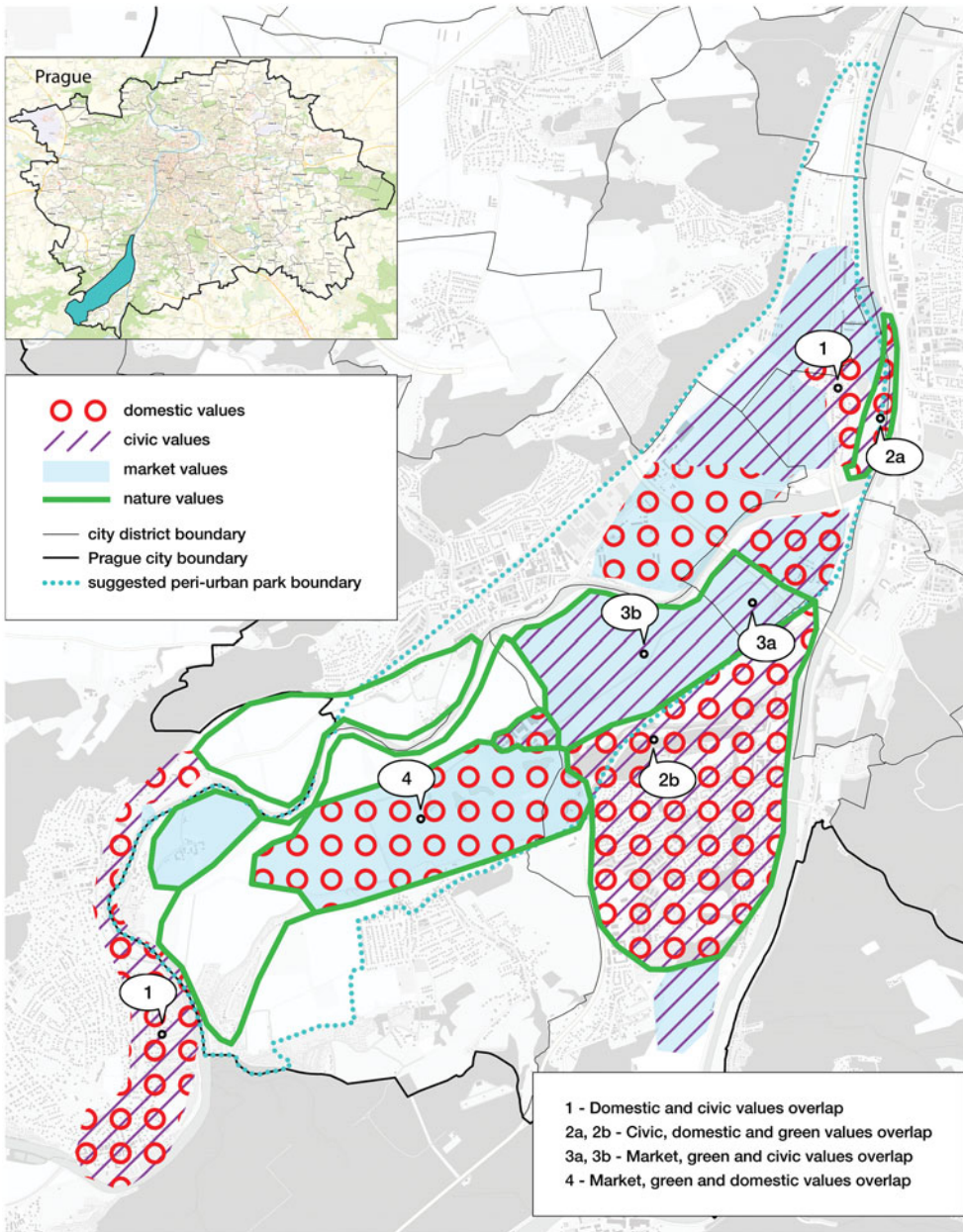
Based on the theory of pragmatic sociology (Boltanski and Thévenot 1999), we extracted the initial list of seven OOWs (Table 2). For the purpose of presenting the idea of a shared good, we have selected 4 most occurring and therefore most relevant OOWs (Domestic, Civic, Market and Green) in order to capture the specific social-economic interactions in the study area.

## **Mapping**

Based on a qualitative analysis, we produced three types of maps to facilitate the visualization and communication of results: a) physical places of interest and conflict; b) communication between stakeholders; and c) distribution of value regimes (OOWs) in the study area. The relative importance and selection of objects to be mapped was decided using a content analysis method (Weber 1990; Hsieh and Shannon 2005), specifically according to frequency and the significance expressed by survey participants.

During the interviews, we used a participatory mapping method with a blind map, which helped respondents navigate the subject area and specify the geographical context of certain topics (Lynam et al. 2007). The outcome participatory maps then provided useful data for mapping spatial distribution and the positions of places of interest and conflict and related stakeholder values.

The “places of interest and conflict” map (Fig. S2 in the [supplementary material](#)) was created according to the frequency and significance of statements referring to certain places (locations) in the study area. These included places of existing or potential conflict related to planned or ongoing activities as well as places with the potential for development corresponding to places already disputed or agreed on. A similar approach was taken when classifying communication patterns between stakeholders. Statements which mentioned cooperation or communication with other stakeholders were collected, and the quality of the relationship was classified as either good, ambivalent or problematic (communication ceased) (Fig. S1 in the

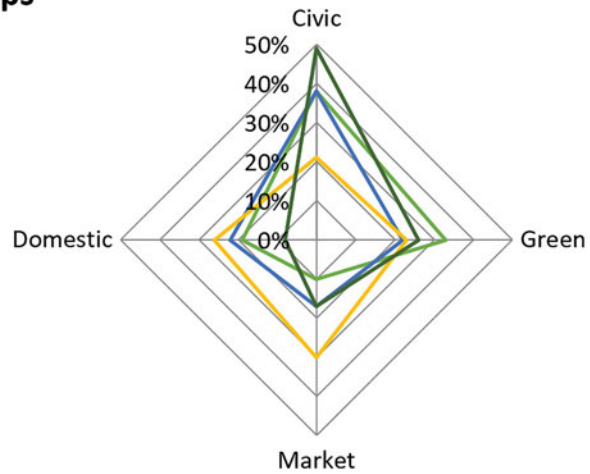


**Figure 1.** Map of place-related shared value regimes.

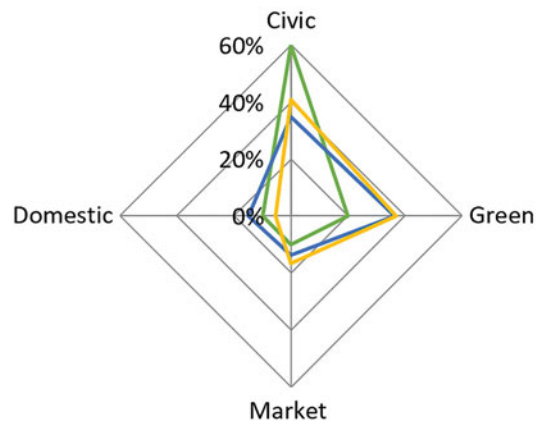
supplementary material). The value regimes map was created based on place-based statements, which contained justifications according to the four pre-defined value regimes (Figure 1). Special care was given to places of overlap between the different classes of values, which suggested a potential for either conflict or synergy according to the different value judgements.

**(a) Stakeholder groups**

- Local governments and authorities
- Civic associations and other organized groups
- Economic subjects, land owners, recreation
- Prague city, state and regional administration

**(b) Selected actors**

- Local gov. 1
- Local gov. 2
- Civic association



**Figure 2.** (a) Comparison of four stakeholder groups and their OOWs; (b) Selected stakeholders and their OOWs.

## Results

### *Stakeholders and Their Value Regimes*

In order to explore the general differences between the main stakeholder groups according to their value regimes, we compared the relative frequency of the four selected OOWs mentioned by the four main stakeholder groups (Figure 2a). The results show that the citywide actors argued mostly with civic values. By contrast, the group of economic subjects and land owners used civic values as justification the least and market values the most.

Figure 2b shows the relative frequencies of four OOWs for three selected actors. Drawing on the results from the communication analysis (see Section “Relationships and Communication Analysis”), two local governments and one civic association were selected to represent a significant dispute over a major economic enterprise in the area



(sand-gravel mining). The results showed that the civic association had a similar profile to the representatives of one of the municipalities (Local Gov. 1; [Figure 2b](#)), especially in terms of green arguments. The stronger emphasis of the other local government (Local Gov. 2) on civic values in contrast to green values reflected a more consensual position between the protection of nature and economic development.

### **Shared Values**

The shared values map translates stakeholder statements into value frameworks that refer to specific places of interest or conflict in the study area. After establishing four coding categories (OOW: Civic, Domestic, Green and Market), stakeholder statements were classified into the following categories to reflect their value preference: market value, civic value, domestic (home) value and nature value. [Figure 1](#) shows a map of place-related shared value regimes, where each value corresponds to the relevant geographic area assessed by the actors according to the four aforementioned OOWs. The map should be seen as an attempt to visually express conflicting situational assessments and illustrates the different shared values traceable to stakeholder claims in their view of the area's past, present and future.

Additional description of the key in [Figure 1](#) is presented in the [supplementary material](#).

### **Relationships and Communication Analysis**

The relationships and communication map (see [Fig. S1](#) in the [supplementary material](#)) visually describes the quality of interaction between actors of the same group (e.g., local government – local government) as well as the interaction between different actors (e.g., civic associations – land owners). The actors represent selected local stakeholders from all three groups of local actors: (a) local governments, (b) civic associations and (c) economic subjects, land owners. Attention was given to the manner in which these actors described each other and their mutual interaction. In a few cases, the actors described difficulties when formulating a common vision of the study area with a certain group or individuals, which often manifested as a cease in communication. These were classified as problematic relationships. More frequently, the actors described certain conflicts or ambiguities which prevented a solution to a specific issue being reached. These relationships were classified as ambivalent. In most cases, the actors manifested a strong inclination towards each other, which generally led to successful cooperation. These were marked as good relationships. A special graphic (dashed line) was used to depict relationships in which actors did not communicate or communicated insufficiently.

### **Main Places of Interest and Conflict**

We identified 15 main places of interest and conflict which reflected the most frequently appearing narrative topics related to a specific location in the area, and created a spatial visualization (see [Fig. S2](#) in the [supplementary material](#)).

## Discussion

We played an indirect, temporary and independent role in the process of planning the peri-urban park and we did not take part in any negotiations. When we went into contact with stakeholders, we always presented ourselves as independent researchers working on a contract research for PIPD, so we could get as much information as possible without being assigned to any local interest or party in the area. However, it is important to mention that we did not go into a new, blank field. Even though we intended not to use the words “peri-urban park” during interviews, most of the respondents identified the context of the Confluence peri-urban park, as some activities related to the planning of the peri-urban park in previous years had already been initiated by the PIPD (the memorandum as an official statement of local governments, workshops, etc.). Therefore, the analysis presented in this article rather complemented other related initiatives of establishing the peri-urban park. We also acknowledge limitations of our stakeholder selection process, which was significantly influenced by the gatekeeper. Therefore, it does not fully represent all groups of actors neither is fully inclusive as discussed by Cheyns (2011).

The pragmatic sociology approach suggests that the topic of crisis can be seen as disagreement between actors on a common interpretation of the subject matter of dispute (Gajdoš and Rapošová 2018); in our case, land administration or land-use, but also in the definition of other partial conflicts concerning the area, e.g., sand-gravel mining. This disagreement may result in the inability to further cooperate. If the actors share (evaluative) judgements of a situation, cooperation is possible (Centemeri 2015). This is not viewed as a problem between different social groups, but as a problem of the various OOWs in which participants legitimize their claims as true.

Drawing on the results of our analysis, several recommendations on how to approach various stakeholders can be suggested. We found that different OOWs correlate with different opinions on key places of interest and conflict (Figure 2b). Local Gov. 1 consisted of representatives who had won municipal elections by highlighting green values over industrial development. It is the voice of a certain, strong group in the area, not only isolated individuals. Most of the other civic associations have good relations to this “green” local government, which would also be reflected in their value judgements. The best way to approach this group is to rely on arguments highlighting nature and landscape protection. Conversely, Local Gov. 2 stressed the need to follow the law and the restrictions set by the City of Prague but also maintain some level of development in order to be in good relations with local entrepreneurs, provide jobs, recreation, etc. This group would best be approached using arguments concerning legislation as well as arguments to do with profit, employment and sound management of the area.

Richard-Ferroujji and Barreteau (2012) used an experimental role playing game with use of a pragmatic sociology approach to explore a process of collective discussions about water issues, providing useful input for collaborative management planning. In line with our results, applied research using the pragmatic sociology approach can bring a value regime based understanding of human attitudes towards a specific topic (in our case the peri-urban area), which can further support planning and decision-making processes. We have specifically used the OOW model to represent selected value regimes based on pragmatic sociology, but there are also other approaches to discover

various value realms (Schwartz 2012). All three maps developed during the research were presented to stakeholders at the workshop for development of the Confluence peri-urban park in November 2016 in Prague. During the workshop, some participants who were rather stubborn at the start later acknowledged the possibility of making compromises. The maps definitely helped establish the tone of discussion at the workshops, as differing viewpoints and arguments presented in the debate could be categorized and scrutinized. However, the visual tools provided should be seen as the result of qualitative research and therefore should be always complemented with appropriate background information, quotations etc., as we did at the workshop. The scope of our research and our limited role in the process of planning the peri-urban park did not allow us to empirically test and assess all potential effects of using the visual tools in negotiations with stakeholders. Further research could help to understand how are such visual tools able to change perspective of stakeholders, i.e., the mechanisms behind the ability to reframe an issue from controversial to consensual.

## Conclusion

Our findings make a contribution to the emerging phenomena of peri-urban parks and their planning as well as to a range of applied research based on pragmatic sociology. Mapping and visualizing stakeholder attitudes, values and communication patterns as part of stakeholder analysis can bring important information about problems that could and should be addressed (Eden and Ackermann 1998; Bryson 2004). The utility of qualitative sociology analysis lies in clearly interpreting the causes of dispute and its ability to discover and highlight good practices that are already functioning on a small scale (e.g., horse breeding and small scale farming, which reflects the local natural and cultural heritage landscapes). The provided maps can help visualize social phenomena, such as topics of conflict or the relationships in this complex social-ecological system. The results of this research have already provided important data for planning the Confluence peri-urban park.

We suggest that exploring communication patterns and values behind every reasoning can facilitate the process of planning a peri-urban park. The knowledge of various attitudes can ultimately help formulate a common ground for a compromise-oriented debate for all stakeholders involved and lead towards a suitable form of shared governance (Periurban Parks 2012). By using the results of this research, planners and decision-makers were provided with a structured perspective of involved actors, especially in relation to four domains of value regimes - civic, domestic, market and green OOWs. Generally, such analysis of values and relationships can serve as a unique “fit for purpose” tool when helping to identify common ground in a traditionally fragmented area from both governance and land ownership perspectives.

## Note

1. We use the term “social terrain” as a self-explanatory concept bridging social relationships with physical dimension of the study area (Banaji and Gelman 2013).

## Acknowledgements

We thank Z. Ent and colleagues from the Prague Institute of Planning and Development for helpful consultations and cooperation on earlier versions of the maps. We thank three anonymous reviewers and the associate editor for their insightful comments and suggestions. Special thanks go to Z. Harmáčková, F. Oost and L. F. Holt for helpful comments and English corrections.

## Funding

This work was supported by the Ministry of Education, Youth and Sports of CR within the National Sustainability Program I (NPU I), grant number [LO1415]. J. Daněk and J. Zelený received support from the Specific Academic Research project “Research on social and environmental innovations”, grant number [VS 260 471]. J. Zelený received support from the Charles University Grant Agency. The research was partially supported by the Prague Institute of Planning and Development.

## ORCID

Jan Daněk  <http://orcid.org/0000-0003-2445-7614>

## References

- Banaji, M. R., and S. A. Gelman. 2013. *Navigating the social world: What infants, children, and other species can teach us*. Oxford: Oxford Scholarship Online.
- Barbedo, J., M. Miguez, D. Van der Horst, P. Carneiro, P. Amis, and A. Ioris. 2015. Policy dimensions of land-use change in peri-urban floodplains: The case of Paraty. *Ecology and Society* 20(1):5. doi:10.5751/ES-07126-200105.
- Beilin, R., N. Reichelt, and T. Sysak. 2015. Resilience in the transition landscapes of the peri-urban: From ‘where’ with ‘whom’ to ‘what’. *Urban Studies* 52(7):1304–20. doi:10.1177/0042098013505654.
- Bieranacki, P., and D. Waldorf. 1981. Snowball sampling: Problems and techniques of chain referral sampling. *Sociological Methods & Research* 10:141–63. doi:10.1177/004912418101000205.
- Blok, A. 2013. Pragmatic sociology as political ecology: On the many worths of nature(s). *European Journal of Social Theory* 16(4):492–510. doi:10.1177/1368431013479688.
- Boltanski, L., and L. Thévenot. 1999. The sociology of critical capacity. *European Journal of Social Theory* 2(3):359–77. doi:10.1177/136843199002003010.
- Boltanski, L., and L. Thévenot. 2006. *On justification: Economies of worth*. Princeton, Oxford: Princeton University Press.
- Bryson, J. M. 2004. What to do when stakeholders matter. *Public Management Review* 6(1): 21–53. doi:10.1080/14719030410001675722.
- Centemeri, L. 2015. Reframing problems of incommensurability in environmental conflicts through pragmatic sociology. From value pluralism to the plurality of modes of engagement with the environment. *Environmental Values* 24(3):299–320. doi:10.3197/096327114X13947900181158.
- Concept of Prague’s Riversides. 2014. Prague institute for planning and development. [http://www.iprpraha.cz/uploads/assets/KONCEPCIE%20PRAZSKYCH%20BEHU\\_150dpi\\_KVP-IPR\\_150116.pdf](http://www.iprpraha.cz/uploads/assets/KONCEPCIE%20PRAZSKYCH%20BEHU_150dpi_KVP-IPR_150116.pdf) (accessed September 26, 2018).
- Damon, J., H. Marchal, and J.-M. Stébé. 2016. Sociologists and the peri-urban: Its late discovery, changing definitions and central controversies. *Revue Française de Sociologie* 57(4):619–39. doi:10.3917/rfs.574.0619.

- Depietri, Y., G. Kallis, F. Baró, and C. Cattaneo. 2016. The urban political ecology of ecosystem services: The case of Barcelona. *Ecological Economics* 125:83–100. doi:10.1016/j.ecolecon.2016.03.003.
- Eden, C., and F. Ackermann. 1998. *Making strategy: The journey of strategic management*. London: Sage Publications.
- Frantzeskaki, N., and N. Kabisch. 2016. Designing a knowledge co-production operating space for urban environmental governance – Lessons from Rotterdam, Netherlands and Berlin, Germany. *Environmental Science & Policy* 62:90–8. doi:10.1016/j.envsci.2016.01.010.
- Gajdoš, A., and I. Rapošová. 2018. Juggling grammars, translating common-place: Justifying an anti-liberal referendum to a liberal public. *European Journal of Cultural and Political Sociology* 5(1–2):165–93. doi:10.1080/23254823.2018.1436448.
- Hammersley, M., and P. Atkinson. 1995. *Ethnography: Principles in practice*. London: Routledge.
- Hsieh, H. F., and S. E. Shannon. 2005. Three approaches to qualitative content analysis. *Qualitative Health Research* 15(9):1277–88. doi:10.1177/1049732305276687.
- Hussain, Z., and K. Hafeez. 2008. Changing attitudes and behavior of stakeholders during an information systems-led organizational change. *The Journal of Applied Behavioral Science* 44 (4):490–513. doi:10.1177/0021886308326564.
- Cheyens, E. 2011. Multi-stakeholder initiatives for sustainable agriculture: Limits of the ‘inclusiveness’ paradigm. In *Governing through standards: Origins, drivers and limits*, ed. S. Ponte, J. Vestergaard, and P. Gibbon. London: Palgrave.
- Jacobs, J., and H. Schwartz. 1979. *Qualitative sociology, a method to the madness*. New York: The Free Press.
- Kermagoret, C., H. Levrel, A. Carlier, and A. Ponsero. 2016. Stakeholder perceptions of offshore wind power: A fuzzy cognitive mapping approach. *Society & Natural Resources* 29(8):916–31. doi:10.1080/08941920.2015.1122134.
- Lynam, T., W. de Jong, D. Sheil, T. Kusumanto, and K. Evans. 2007. A review of tools for incorporating community knowledge, preferences, and values into decision making in natural resources management. *Ecology and Society* 12(1):Article number 5. doi:10.5751/ES-01987-120105.
- McFarlane, B. L., and Boxall, P. C. 2000. Factors influencing forest values and attitudes of two stakeholder groups: The case of the Foothills Model Forest, Alberta, Canada. *Society & Natural Resources* 13 (7):649–661. doi:10.1080/08941920050121927.
- Periurban Parks. 2012. PERIURBAN PARKS – Improving environmental conditions in suburban areas: Toolkit. 116 p. <http://www.periurbanparks.eu/storage/files/5051b3e638136.pdf> (accessed September 26, 2018).
- Richard-Ferroudji, A., and O. Barreteau. 2012. Assembling different forms of knowledge for participative water management – Insights from the Concert’eau game. In *Environmental democracy facing uncertainty*, ed. C. Claeys and M. Jacqué. Bruxelles: Presses Interuniversitaires Europeennes.
- Schwartz, S. H. 2012. An overview of the Schwartz theory of basic values. *Online Readings in Psychology and Culture* 2(1):1–20. doi:10.9707/2307-0919.1116.
- Seto, K. C., J. S. Golden, M. Alberti, and B. L. Turner, II, 2017. Sustainability in an urbanizing planet. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114 (34):8935–8. doi:10.1073/pnas.1606037114.
- Strauss, A. L., and J. M. Corbin. 1990. *Basics of qualitative research: Grounded theory procedures and techniques*. Newbury Park, CA: Sage.
- Susen, S. 2017. Remarks on the nature of justification: A socio-pragmatic perspective. *Research in the Sociology of Organizations* 52:349–81. doi:10.1108/rso.
- Thévenot, L., M. Moody, and C. Lafaye. 2000. Forms of valuing nature: Arguments and modes of justification in French and American environmental disputes. In *Rethinking comparative cultural sociology: Repertoires of evaluation in France and the United States*, ed. M. Lamont and L. Thévenot. Cambridge: Cambridge University Press.

- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. 2015. World urbanization prospects: The 2014 revision (ST/ESA/SER.A/366). <https://esa.un.org/unpd/wup/publications/files/wup2014-report.pdf> (accessed September 26, 2018).
- Vugteveen, P., H. Rob Lenders, J. Devilee, R. Leuven, R. van der Veeren, M. Wiering, and A. Hendriks. 2010. Stakeholder value orientations in water management. *Society & Natural Resources* 23(9):805–21. doi:10.1080/08941920903496952.
- Weber, R.P. 1990. *Basic content analysis*. Beverly Hills, CA: Sage.

# Hodnocení a mapování krajinných hodnot v návaznosti na ekosystémovou integritu regionu CHKO Třeboňsko

*Jakub Zelený (2022)*

*Připravovaná studie*

Abstrakt:

Kvalitativní hodnocení a mapování krajinných hodnot představuje cenný prostředek identifikace zájmů v krajině a jejich vazby na fyzické krajinné prvky. Tato práce aplikuje metodu hloubkových kvalitativních rozhovorů a kvalitativní mapování s cílem identifikovat a lokalizovat krajinné hodnoty vybraných zástupců zájmových skupin v studované oblasti CHKO Třeboňsko. Výsledná zjištění jsou analyzována kvalitativní analýzou obsahu a následně vizualizována v prostředí GIS. Polygonové vrstvy krajinných hodnot jsou porovnány s významnými lokalitami v krajině a následně proloženy s vrstvou indikátoru ekosystémové integrity, získaného analýzou dat z dálkového průzkumu Země (Zelený et al., 2021). Výsledkem je prostorová distribuce hodnot, přičemž nejhodnotnější lokality se nacházejí kolem kulturních center, páteční infrastruktury a přírodních a hospodářsky významných míst. Bezzásahové a odlehle oblasti s vysokou ekosystémovou integritou a jednoúčelové hospodářské oblasti (např. orná půda) s nízkou ekosystémovou hodnotou byly nejméně hodnotné, zatímco oblasti dobře dostupné a s vysokou ekosystémovou integritou byly hodnoceny nejlépe. Výsledky poskytují informace o distribuci krajinných významů pro krajinné plánování a další poznatky o interakci mezi ekosystémy a percepcí obyvatel.

## Obsah

1	Úvod.....	3
1.1	Ekosystémy a lidský blahobyt.....	3
1.2	Krajinné hodnoty .....	4
1.3	Výzkumné otázky.....	5
2	Materiály a metody.....	6
2.1	Studovaná oblast.....	6
2.2	Sběr dat .....	6
2.3	Analýza dat .....	8
2.3.1	Kvalitativní mapování .....	8
2.3.2	Mapování a zpracování dat .....	9
2.4	Porovnání s biofyzikálním hodnocením ekosystémové integrity.....	9
	Výsledky.....	10
2.5	Význam a klasifikace hodnot .....	10
2.6	Tři hodnotové rámce .....	11
2.7	Mapování krajinných hodnot .....	12
2.8	Shrnutí výsledků .....	14
3	Diskuse.....	16
3.1	Klasifikace hodnot a jejich distribuce v krajině .....	16
3.2	Souvislost mezi krajinnými hodnotami a ekosystémovou integritou .....	17
3.3	Omezení předkládaného přístupu.....	17
3.4	Metodika mapování .....	18
4	Závěr .....	18
5	Literatura .....	19
6	Appendix A .....	23
7	Appendix B.....	24



# 1 Úvod

Krajinná ekologie je často studována z hlediska popisu dynamických vztahů mezi ekosystémovými službami a lidským blahobytem (Wu, 2013). Hlavní výzvou v krajinné ekologii je otázka správného porozumění toho, jak spolu interagují krajinné prvky, ekosystémové služby a subjektivně vnímané krajinné hodnoty (Pastur et al., 2016; Musacchio, 2013). Množství a kvalita ekosystémových služeb závisí na stavu ekosystémů, který lze vyjádřit pomocí konceptu ekosystémové integrity, zdraví nebo kondice (Roche a Champagne, 2017). Na druhé straně stojí ekosystémové služby, které jsou z části určovány kognitivní schopností lidí rozpoznat, vyhodnotit a využít konkrétní „přínos“, který krajina může poskytnout (Young et al., 2006).

Způsob, jakým lidé závisí na krajině a co v ní dělají určuje, které ekosystémy jsou cenné a jak (Zube, 1987). Hodnocení biodiversity a ekosystémů jsou v literatuře velmi četná; studie popisující, jak se lidé vztahují k biodiverzitě a jak jí rozumí je pomálu (Bernardo et al., 2021; Bele a Chakradeo, 2021). Přítomnost biodiversity je dle studií často asociována s percepcí estetiky a rekreační hodnotou místa (Gunnarsson et al., 2017), přičemž některé studie poukazují na souvislost míst s vysokou biodiverzitou s psychologickou pohodou a zdravím (Lee et al., 2014). Hodnocení percepce krajiny má význam i z hlediska rozhodování a krajinném plánování, zejména s ohledem na předcházení možných konfliktů zájmů (Biedenweg et al., 2018). K tomu jsou však nezbytné praktické vědecké nástroje a metody, které jsou schopny poskytnout komplexní analýzu krajinných hodnot (Sherrouse et al., 2011; Klain a Chan, 2012; Brown a Kytta, 2013; Sherrouse et al., 2014). Zároveň je třeba brát v úvahu, že v ochraně přírody často není dostatek finančních a lidských rezerv, a proto levné a nenáročné přístupy představují klíčový způsob, jak takové metody zpřístupnit.

Tato studie navrhuje a hodnotí metodický přístup, který kombinuje kvalitativní obsahovou analýzu a kvalitativní mapování. Jedná se o samostatnou metodickou složku, vhodnou k identifikaci oblastí sociální a environmentální hodnoty a možných kompromisů mezi zájmy. Je navržen tak, aby fungoval jako součást komplementárního přístupu založeného na biofyzikálních měřeních pomocí dálkového průzkumu Země (Zelený et al., 2021) a prostorové analýzy v Geografickém Informačním Systému (GIS). V této studii jsou uvedeny výsledky kvalitativního mapovacího průzkumu a porovnávány a diskutovány vztahy mezi kvalitativními a biofyzikálními výstupy. Logika předkládaného přístupu stojí na předpokladu, že biofyzikální základ (ekosystémy) určuje potenciál produkovat cenné ekosystémové benefity (ekosystémové služby a následně subjektivní hodnoty krajiny; Haines-Young a Potchin, 2012; Zelený et al., 2020).

## 1.1 Ekosystémy a lidský blahobyť

V sociálně-ekologických interakcích dochází k překryvu a interakci mezi ekologickou a antropogenní složkou, přičemž kvalita a udržitelnost této interakce je podmínkou poskytování lidského blahobytu (Wu, 2013). Antropogenní složka je dále tvořena, kromě technické infrastruktury, také společensky sdíleným systémem symbolů a významů, tedy kulturou. Ve vědecké literatuře je k popisu socio-ekologických interakcí hojně využíván koncept ekosystémových služeb (de Groot et al., 2002; Gómez-Baggethun et al., 2010; Haines-Young a Potchin, 2012; Costanza et al., 2017)

Ekosystémovou integritu lze chápat jako schopnost komunit organismů zachytávat a uchovávat externí zdroje energie, pohánět vnitřní cirkulaci vody, energie a hmoty a odolávat disturbanci nebo se po ní zotavit (Schenider a Kay, 1993; Müller et al., 2000; Müller, 2005; Kandziora et al., 2013). Definice ekosystémové integrity pro účely této práce zní: „...*stupeň samo-organizace, která je regulovaná různými abiotickými vstupy a limity a antropogenním hospodařením*“ (Zelený et al., 2021). V praxi integrita např. lesa určuje, kolik dřeva může vyprodukovat, kolik vody dokáže zachytit nebo kolik vody vypaří během horkého dne. Ekosystémová integrita určuje schopnost ekosystémů poskytovat ekosystémové

služby lidstvu, a zahrnuje přínosy jako globální regulace klimatu, zadržování vody nebo poskytování ekosystémových funkcí, nutných pro produkci potravin (Kandziora et al., 2013; Zelený et al., 2020).

Koncept ekosystémových služeb byl často používán jako most mezi biofyzikálními vlastnostmi ekosystému a specifickými aspekty lidského blahobytu (Gómez-Baggethun et al., 2010; Burkhard et al., 2010; Haines-Young a Potchin, 2012; Zelený et al., 2020). V rámci konceptu ekosystémových služeb se ustálilo rozdělení na čtyři typy přínosů přírody: produkční (hmotné statky, např. dřevo nebo potraviny), regulační (např. čištění vody nebo sekvestrace uhlíku), podpůrné (ekologické funkce, které podmiňují všechny ostatní služby) a kulturní (nehmotné přínosy přírody, např. duchovní nebo estetické obohacení; např. de Groot et al., 2002). Ekosystémové služby jsou pro účely této práce definovány jako „... *příspěvky ekosystémových struktur a funkcí – v kombinaci abiotickými a/nebo antropogenními vstupy – k lidskému blahobytu.*“

Hodnocení kulturních ekosystémových služeb byla dosud většinou omezena na ekonomické a často peněžní odhady rekreačních funkcí krajiny (Klain a Chan, 2012; Gómez-Baggethun et al., 2010; Costanza et al., 2017). Někteří autoři tvrdí, že peněžní nebo biofyzikální metody hodnocení ekosystémových služeb nekoresponduje s vnímáním přínosů krajiny lidmi (Chan et al., 2012; Jax et al., 2013; Chan et al., 2016). Rostoucí počet studií ukazuje, že kulturní a hodnotový rozměr ekosystémových služeb hraje ve skutečnosti hlavní roli ve srovnání s ekonomickým nebo biofyzikálním, a že kvalitativní přístupy by měly být v rámci výzkumu vnímání krajinných celků používány mnohem častěji (Chan et al. 2012, 2014; Musacchio, 2013). Mimopeněžní, kvalitativní přístupy se v krajinné ekologii stávají prominentními, pokud jsou hodnoty a služby považovány za místně a kontextuálně zakotvené (Haines-Young a Potchin, 2012), a když jsou krajiny chápány jako subjektivně a kolektivně konstruované (Arriaza et al., 2004; Terkenli et al., 2019).

## 1.2 Krajinné hodnoty

Artikulace a reprezentace environmentálních hodnot je obecně považována za užitečný nástroj pro podporu rozhodování v krajinném plánování, ochraně přírody a managementu přírodních zdrojů (Ives a Kendal, 2014; Jarvis et al., 2016; Hejnowicz et al., 2017; Tadaki et al., 2017). Vzhledem k tomu, že sociálně-ekologické interakce v krajině vykazují obrovskou složitost, zahrnutí několika různých přístupů v rozhodování je klíčové. Tehdy jsou místní a domorodí lidé zásadním zdrojem informací, které je třeba zohlednit, aby mohlo být dosaženo veřejně přijatelných rozhodnutí, reprezentujících a respektujících rozmanitost zájmů a hodnot zúčastněných stran (Palomo a Montes, 2011; Manuel-Navarrete, 2015; Gray et al., 2018; Manuel-Navarrete et al., 2021).

Zmapováním hodnot v počátečních fázích krajinného plánování lze předejít možným konfliktům mezi různými sociálními skupinami (Jarvis et al., 2016). Artikulace hodnot nabízí příležitost společně diskutovat o jinak implicitních postojích a případně dosáhnout posunu ve veřejném postoji díky kolektivnímu porozumění rozmanitosti perspektiv a potřeb aktérů (Kenter et al., 2016; Daněk et al., 2019). Navíc, environmentální hodnoty mohou zviditelnit latentní a skutečné střety zájmů (Biedenweg et al. 2018), a přináší tak do diskuze etický rozměr (Tadaki et al., 2017).

Krajinné hodnoty jsou v této práci definovány jako: „*Subjektivně a kolektivně vnímané významy, které se váží ke konkrétním místům nebo místně specifickým charakteristikám.*“ Tedy nejedná se o zobecnitelné, měřitelné kategorie, nýbrž o kontextuálně zakotvené významy, které mají svůj specifický obsah, který není zcela oddělitelný od kontextu studované oblasti.

Prezentovaný výzkum navazuje na bohatou tradici participativního mapování pomocí Geografických Informačních Systémů (GIS) a kvalitativního mapování. Mezi vybrané typy přístupů patří: participativní workshopy (Kenter et al., 2016) kvalitativní rozhovory a mapování (Klain a Chan, 2012; Scolozzi et al.,

2014; Pastur et al., 2016) a participativní mapování pomocí např. papírových nebo webových map (Brown a Reed, 2012; Sherrouse et al., 2011, 2014). Krajinné hodnoty jsou v této práci konceptem navazujícím na ekosystémové služby, přičemž reprezentují subjektivně vnímané ekvivalenty – koncové body – ekosystémových služeb tak, jak je vnímají konkrétní obyvatelé v kontextu studované oblasti (Sherrouse et al., 2011; Klain a Chan, 2012; Sherrouse et al., 2014). Představují řetězec souvislostí, sahající od subjektivní percepce až k ekosystémové integritě, která je biofyzikální základnou podmiňující produkci těchto hodnot.

V této studii byly za účelem hodnocení krajinných hodnot použity kvalitativní hloubkové rozhovory v kombinaci s kvalitativním mapováním. Kvalitativní mapování využívá náčrtkové mapy („*sketch maps*“) jako nástroj sběru prostorově akurátních dat během hloubkového rozhovoru nebo sociologického šetření, k zanášení prostorových zkušeností respondentů (Brennan-Horley a Gibson 2009). Jsou typicky součástí smíšeného metodického přístupu a často digitalizovány a integrovány do rozhraní GIS za účelem vizualizace a prostorové analýzy (Boschman a Cubbon, 2014). Rovněž časté je vytváření kompozitních vrstev, kdy se kvalitativní mapování prokládá s různými typy informací, získaných jinými metodami, reprezentujícími např. sociální fenomény (Weiner a Harris 2003; Brennan-Horley a Gibson 2009; Sletto et al. 2010) nebo objektivní (fyzické) krajinné indikátory (Kamičaityte et al., 2019). Zahnutí perspektiv respondentů do prostorové analýzy v prostředí GIS umožňuje zohlednit subjektivní percepci zájmových skupin (často i marginalizovaných) a demokratizovat tak výzkum tím, že nespolehneme pouze na expertní nebo biofyzikálně měřená data (Boschman a Cubbon, 2014).

S ohledem na studium distribuce environmentálních hodnot v krajině se přirozeně nabízí využít data získaná z dálkového průzkumu Země k vytvoření kompozitní mapy subjektivní a objektivní reality (Kamičaityte et al., 2019) a s touto vrstvou provádět následné prostorové analýzy zkoumající interakci mezi respondenty, s ohledem na krajinné parametry na jedné straně (analýza překryvů, možných konfliktů a/nebo synergií) a interakci respondentů s krajinnými prvky na druhé (korelace mezi krajinnými hodnotami a krajinnými indikátory). Tato metodická logika je centrálním konceptem pro design předkládané studie, jelikož umožňuje studovat korelace mezi subjektivně vnímanými krajinnými hodnotami a krajinnými parametry, které by teoreticky měly s těmito hodnotami souviset (Sherrouse et al., 2011; Sherrouse et al., 2014) – tedy ekosystémovou integritou.

### 1.3 Výzkumné otázky

Tato studie představuje výsledky kvalitativního mapování krajinných hodnot mezi klíčovými zájmovými stranami v Chráněné Krajině Oblasti (CHKO) Třeboňsko. Výzkumným cílem této práce bylo získat hloubkový popis studovaného území s ohledem na percepci krajinných ekosystémů zástupci z řad zájmových skupin a získat prostorovou reprezentaci distribuce krajinných hodnot.

Výsledky kvalitativních rozhovorů jsou analyzovány pomocí analýzy obsahu a společně s výstupy kvalitativního mapování digitalizovány do podoby datových vrstev v GIS. Výsledné vrstvy krajinných hodnot jsou kombinovány s biofyzikálním indikátorem ekosystémové integrity, vypočítaném na základě dat z dálkového průzkumu Země, s cílem umožnit studium interakce mezi ekosystémy a subjektivně vnímanými krajinnými hodnotami.

V rámci práce byly formulovány následující výzkumné otázky:

- Jak jsou distribuovány krajinné hodnoty a kde se překrývají?
- Existují rozdíly mezi vnímáním hodnot krajiny různými respondenty a zájmovými skupinami?
- Odpovídá distribuce krajinných hodnot biofyzikálně hodnocené ekosystémové integritě?

Zkoumanou hypotézou byl předpoklad, že zástupci zájmových skupin budou studovanou krajinu vnímat z pozice svých zájmů a činností, které v krajině provozují, tedy že zástupci rekreačního sektoru budou vnímat především hodnoty rekreace, hospodáři především hodnoty správcovství a ekonomického zisku a zástupci ochrany přírody budou upřednostňovat hodnoty divočiny. S ohledem na vazbu mezi krajinnými hodnotami a ekosystémovou integritou byla hypotéza taková, že lokality s vysokou ekosystémovou integritou budou zároveň hostit nejvíce krajinných hodnot co do intenzity a pestrosti.

## 2 Materiály a metody

### 2.1 Studovaná oblast

Lokalita o rozloze 700 km<sup>2</sup> se nachází na hranici České republiky a Rakouska (Hátle, 2014). Tato oblast je známá svým přírodním, kulturním a historickým bohatstvím a je důležitou destinací pro turisty i bohatou biodiverzitu. V roce 1978 byla uznána jako biosférická rezervace a v r. 1979 jako chráněná krajinná oblast. Vzhledem k vysoké kulturní hodnotě celé krajiny se uvažuje o zahrnutí většiny území pod ochranný režim UNESCO, což se ne vždy setkává s pozitivní odezvou.

Hlavní zdroj ekonomického příjmu v regionu spočívá v lesnictví a rybolovu, ale také cestovním ruchem a lázeňství. Místní rybolov představuje tradiční způsob hospodaření v oblasti s velmi chudou půdou, ale s dostatkem vody. Místní tradiční rybou je Kapr (*Cyprinus Carpio*), produkt s ochrannou známkou a významnou kulturní hodnotou. Přestože v minulém století došlo k zesílení ekonomických aktivit, je Třeboňsko považováno za zachovalé místo přírody i kultury (Hátle, 2014).

### 2.2 Sběr dat

Sběr dat proběhl v lednu 2017. Předem vybraní respondenti byli identifikováni s cílem zahrnout všechny důležité zájmové skupiny v důležitých sektorech hospodaření, turistiky, ochrany přírody, z řad výzkumníků a zástupců samospráv. Rozhovory trvaly od 24 minut do 1 hodiny 24 minut. Dotazovaní byli požádáni, aby podepsali informovaný souhlas a souhlas s nahráváním, přepisem a používáním rozhovoru pro vědecké účely.

Respondenty, kteří se výzkumu účastnili, lze seskupit do tří kategorií: a) hospodáři z lesnického, rybářského a zemědělského sektoru, b) zástupci ochrany přírody a c) rekreační a turistický sektor (včetně nevládních organizací, viz. Tabulka 1). Klíčoví respondenti byli vybráni s cílem zahrnout různorodý soubor lidí se silnou profesní nebo osobní vazbou na krajinu. Jeden rozhovor byl proveden prostřednictvím kvalitativního dotazníku (respondent odmítl interview) a dva rozhovory byly provedeny se dvěma osobami najednou.

Tabulka 1: Seznam a klasifikace respondentů zahrnutých v studii

Odvětví činnosti respondenta	Počet dotazovaných respondentů	Popis kategorie respondenta
Rybářství	3	Představitelé místního rybářství a rybářské školy
Lesnictví	4	Představitelé lesní správy
Zemědělství	3	Místní farmáři a agronomové

Vodohospodářství	2	Vodohospodáři, péče o vodní toky a vodní živočichy
Ochrana přírody	4	Zástupci AOPK
NNO	2	Místní turistické kluby
Cestovní ruch	4	Zástupci místního pohostinství a turistiky
Státní správa	3	Starostové a starostky obcí
Průmysl	1	Zástupce místní textilní továrny
Výzkum	3	Biologové, kteří se podíleli na výzkumu v oblasti
Celkově	29	

Všechny rozhovory obsahovaly prázdnou mapu ve formátu A3 (jednalo se o turistickou mapu, zdroj: Google maps, viz. Appendix A), která sloužila k usnadnění diskuse a umožnila zmapovat diskutované problémy související s konkrétními lokalitami. K rozlišení tří základních krajinných hodnot byly použity tři druhy markerů: ekonomické (modré), mimo-ekonomické (zelené) a hrozby (červené), včetně dalších poznámek na okraji prázdné mapy. Řada rozhovorů neobsahovala mapování, protože buď nezmiňovala žádné konkrétní místo k zanesení, nebo to nebylo pohodlné nebo technicky možné z důvodu místa konání rozhovoru. Když bylo mapování hotové, zpravidla provedené tazatelem, respondent byl požádán, aby schválil výsledek. Zpočátku byli respondenti požádáni, aby do mapy zakreslovali sami, ale to se ukázalo být na úkor udržení plynulé konverzace a tudíž opuštěno. Po rozhovoru byly mapy označeny kódem informátora a později byly analyzovány spolu s prepisy (viz kapitola 2.3. analýza dat).

Struktura rozhovoru byla silně inspirována výzkumem pobřežních („*coastal*“) hodnot, provedeným autory Klain a Chan (2012). Konkrétně typy hodnot, včetně protokolu rozhovoru, který autoři poskytují v příloze jmenovaného článku, byly adaptovány pro účely této studie. Zatímco výše zmíněná studie požádala účastníky, aby zmapovali hodnotná místa v mořských oblastech v Britské Kolumbii, tato studie představuje aplikaci v terestrickém kontextu, přičemž stále poskytuje srovnatelné výsledky pro zhodnocení přínosu kvalitativního mapování s jmenovanou studií.

Samotný návrh rozhovoru byl zaměřen na hodnocení tří hlavních krajinných hodnot: ekonomických hodnot, neekonomických hodnot a hrozeb (inspirováno Klain a Chan, 2012; Scolozzi et al., 2015). Po vysvětlení účelu a tématu průzkumu byl respondent nejprve požádán, aby popsal svůj vztah k předmětné oblasti. Po krátkém úvodu přišla na řadu ekonomická témata. Poté následovaly otázky týkající se hospodaření s ekosystémy a konkrétně způsob, kterým respondent reflektuje závislost lidí na ekosystémech a jejich stavu. Následně byly položeny otázky typu „která místa máte v oblasti osobně rád/a,“ jejichž cílem bylo získat představu o mimo-ekonomických a osobních hodnotách a významech spojených s regionem. Poslední část byla věnována hrozbám ve smyslu: potenciální ohrožení hodnot, o kterých byla řeč, a problémy, které komplikují jejich užívání (protokol rozhovoru viz. Appendix B).

## 2.3 Analýza dat

Přepisy rozhovorů, sebrané během průzkumu, byly zpracovány kvalitativně pomocí metody analýzy obsahu. Během analýzy obsahu se přiřazují kódy částem textu, které jsou z hlediska sběru informací o daném tématu důležité. Analýza obsahu je metoda vhodná k třídění a řazení textů z různých zdrojů. Při přiřazování kódů byla použita kombinace přístupů: některé kódy byly čistě experimentální, vycházející ze samotných dat, některé se řídily tématy předem vybranými ve fázi návrhu průzkumu. Obecnými ústředními tématy kódu byly: ekonomické, neekonomické hodnoty a hrozby (Klain a Chan, 2012). Zvláštní pozornost byla věnována popisu konkrétních lokalit respondenty, zejména významům, které jim přiřazovali; tyto údaje byly později asociovány s analogickými polygony v GIS. Kvalitativní obsahová analýza je centrální metodou této studie a byla použita k zajištění hlubokého porozumění vnímání případové studie a způsobu, jakým jsou zainteresované strany závislé na ekosystémech, jak je vnímají a jak se k nim vztahují.

Citace z rozhovorů, pojednávající o Třeboňsku jako celku tedy nikoliv o konkrétním mapovatelném místě v rámci oblasti, byly zahrnuty do kvalitativní obsahové analýzy, ale nikoliv do výsledků kvalitativního mapování. Software používaný k provádění kvalitativní analýzy dat byl Atlas.ti. Nástroj umožňuje řadu transformací dat: zejména umožňuje vizualizovat kvalitativní kódy v hierarchické síti a usnadňovat studium různých vztahů mezi vybranými kódy. Může také vytvářet seznamy s kvantitativní reprezentací analyzovaných dokumentů, včetně počtu přiřazených kódů z vybrané kategorie, které lze snadno použít k provedení základních orientačních statistických analýz. Jedná se zejména o analýzy, jejichž cílem je získat přidanou informaci k analýze obsahu prostřednictvím transformace kvalitativních dat na semi-kvantitativní indikátory určitého fenoménu, v tomto případě četnosti a poměru krajinných hodnot zmíněných respondentem v souvislosti se studovanou oblastí.

Hodnoty uvedené v souvislosti s mapovatelným objektem/oblastí byly přiřazeny ke konkrétním místům / polygonům v prostředí GIS. Rovněž v tomto případě byl vytvořen semi-kvantitativní indikátor (0 – 1, což odpovídá logice: hodnota přítomna NE - ANO) pro každou z identifikovaných hodnot (v předešlé analýze obsahu). Pokud respondent zmínil určitou hodnotu v souvislosti s daným místem, k této hodnotě se připsal 1 bod. Pokud danou hodnotu v souvislosti se stejným místem zmínil vícekrát, vždy se připsal pouze jeden bod. Tedy pokud účastník např. třikrát zmínil konkrétní oblast v souvislosti s hodnotou divočiny, přidal se celkem pouze jeden bod. Pokud dvakrát zmínil identickou oblast, ale v každém případě zvýraznil jinou hodnotu, k oběma hodnotám pro danou oblast se přidal jeden bod. Tímto způsobem byla vytvořena Excelová tabulka s význačnými místy zanesenými v řádcích, a krajinné hodnoty ve sloupcích. Tato tabulka byla později použita jako zdroj dat pro vytvoření prostorové reprezentace hodnot přítomných ve studované oblasti (viz kapitoly 2.3.1 a 2.3.2).

### 2.3.1 Kvalitativní mapování

Kvalitativní mapování je v této studii věnována značná pozornost a představuje doplněk kvalitativní obsahové analýzy hloubkových rozhovorů. Byl to také způsob, jak a) extrahovat a zpřístupnit větší množství informací, které by jinak byly vyjádřeny pouze v narativní zprávě, a b) poskytnout datový formát a rozhraní, které lze porovnat s biofyzikálními produkty z jiné studie provedené v Třeboňsku (Zelený et al, 2021).

Při analýze přepisů byla zvláštní pozornost věnována různým způsobům, jakými lidé vnímají krajinu a konkrétní přírodní a antropogenní místa. Různé významy připisované ekosystémům na Třeboňsku byly roztříděny a klasifikovány jako krajinné hodnoty, v nichž se spojily zkušenosti z předchozího výzkumu (Daněk et al., 2019) a inspirace z existující literatury (Klain a Chan, 2012). Hodnoty byly rozděleny mezi ekonomické a neekonomické třídy. Ekonomické hodnoty zahrnovaly hospodaření s ekosystémy a finanční příjmy. Mimoekonomické se týkaly hodnoty divočiny, rekreace a estetiky (viz výsledky). Další

pozornost byla věnována tomu, jak různé hodnoty souvisejí s konkrétními místy uvedenými informátorem.

### 2.3.2 Mapování a zpracování dat

Mapy vyplněné během rozhovorů autor transponoval do sady polygonových vrstev v GIS (použitý software - QGIS). Oblasti zmapované během rozhovorů byly doplněny o hodnoty, které byly stanoveny během analýzy obsahu, ale nebyly zmapovány (z důvodů zmíněných výše). Určit přesný tvar polygonu představovalo metodickou výzvu. Vzhledem k tomu, že rozhovory musely plynout, nebylo často možné se doptat na přesné obrysy zmiňované oblasti a sami respondenti by museli vynaložit úsilí, aby přesně definovali rozsah předmětného území nebo to přímo odmítli jako nemožné (diskuze viz kapitola 4.1; Klain a Chan, 2012). Vzhledem k povaze dat a jejich finální interpretaci, která byla veskrze kvalitativní a nebyla např. využita k statistickým analýzám s biofyzikálními parametry, nebyly vzniklé nepřesnosti považovány za závažný problém (Scolozzi et al., 2015). Místa, která byla zmíněna pouze v rozhovorech a nebyla zmapována, přidal autor do polygonové vrstvy na základě analýzy přepisů. Při vymezení oblastí uvedených pouze v přepisech byl použit typický tvar polygonu v konkrétním místě (tvar předpokládaný předchozími respondenty). Tvary napodobovaly ty, které se typicky objevily během rozhovorů (hrubé ovály kolem oblastí; viz. diskuse).

Pro každého respondenta byla vytvořena unikátní polygonová vrstva s těmi lokalitami, a patřičnými hodnotami, které během kvalitativního rozhovoru a mapování zmínil/a (na základě excelové tabulky, opět unikátní pro každého respondenta; viz Kapitola 2.3 Analýza dat). Tyto dílčí polygonové vrstvy byly sloučeny (funkce „sloučit vektorové vrstvy“ v QGIS) do jedné polygonové vrstvy, obsahující údaje za všechny respondenty a mapovaná místa. Následně byly manuálně vybrány ty polygony, které obsahovaly údaj o přítomnosti dané krajinné hodnoty (například všechny polygony, které měly „1“ u hodnoty rekreace), a zbytek lokalit smazán včetně sloupců s ostatními typy hodnot. V dalším kroku byly pro každou lokalitu manuálně sečteny všechny body, které tato lokalita získala od všech respondentů (za každého respondenta 1). Výsledkem bylo 8 polygonových vrstev, za každou hodnotu jedna, které nesly informace o distribuci hodnot mezi mapované lokality a „intenzitu“ hodnot, která odrážela počet respondentů, kteří danou lokalitu v souvislosti s danou hodnotou (alespoň jednou) zmínili během rozhovorů nebo mapování.

Poté byly jednotlivé polygonové vrstvy rasterizovány (převedeny z polygonové vrstvy do rasterové; funkce rasterizace vektorové vrstvy v QGIS) aby s nimi mohly být prováděny matematické operace. Jako hranici vrstvy pro rasterizaci byl zvolen obrys CHKO Třeboňsko a výsledné rastry byly vyprodukovány v rozlišení 10 m pro každou krajinnou hodnotu zvlášť, tedy 8 rasterových vrstev (Obr. 1).

Druhým výstupem bylo zhodnocení lokalit dle diversity hodnot. Za tímto účelem byly výše zmíněné rasterové vrstvy vytvořené znovu, tentokrát ale bez informace o počtu respondentů, kteří danou hodnotu zaznamenali (škála 0–1 – hodnota byla mapována NE – ANO, nehledě na počet respondentů zmiňujících danou hodnotu). Následně bylo všech 8 rasterových vrstev sečteno (funkce QGIS „rastrový kalkulátor“) čímž vznikla jedna rasterová vrstva, hodnotící celkovou společenskou hodnotu lokalit (škála 0–8), na základě celkové diversity hodnot (Obr. 2).

## 2.4 Porovnání s biofyzikálním hodnocením ekosystémové integrity

Srovnání výstupů kvalitativního mapování s výstupy z hodnocení ekosystémové integrity na základě analýzy dat z dálkového průzkumu Země (Zelený et al., 2021) bylo v této studii zahrnuté jako doplňková metoda. Jelikož jsou oba typy dat jiné povahy, tedy vrstva ekosystémové integrity reprezentuje „objektivní“ fyzickou realitu, zatímco vrstvy krajinných hodnot zatupují subjektivní realitu, jsou tyto

dva typy dat porovnávány pouze kvalitativně (viz. Obr. 1 a Obr. 2). Důvodem odlišnosti těchto datových sad je především předmět zájmu, který obě metody hodnotí. Ekosystémová integrita má reprezentovat fyzické krajinné prvky, zatímco krajinné hodnoty reprezentují subjektivní percepce významů, které jsou s krajinou spojeny. Z tohoto důvodu by statistické porovnání obou datových sad nedávalo smysl, a přesto že bylo autorem experimentálně provedeno, neposkytovalo žádné signifikantní výsledky.

## Výsledky

Výsledky šetření lze rozdělit do tří kategorií: identifikace a popis krajinných hodnot dle jejich významu, identifikace a popis kolektivních hodnotových rámců a výsledky prostorového mapování zmíněných krajinných hodnot. Na základě kvalitativních rozhovorů bylo identifikováno 8 typů krajinných hodnot, které jsou charakterizovány v sekci 3.1, přičemž tyto hodnoty představují způsoby, kterými se respondenti subjektivně vztahovali ke zkoumané krajině. Kolektivní hodnotové rámce byly odlišeny od krajinných hodnot, jelikož popisovali studovanou krajinu na „vyšší“ úrovni významové hierarchie, tedy z hlediska různých zájmů, které respondenti sami nutně nezastávali, ale reflektovali jejich důležitost z hlediska ostatních obyvatel a návštěvníků Třeboňska. Kolektivním hodnotovým rámcům se věnuje sekce 3.2. V sekci 3.3 jsou představeny výsledky prostorové reprezentace hodnot, vycházející z kvalitativních rozhovorů a mapování. Poslední sekce (3.4) zodpovídá na výzkumné otázky stanovené v úvodu práce.

### 2.5 Význam a klasifikace hodnot

Hodnoty lze zhruba rozdělit na ekonomické a mimo-ekonomické, přičemž u některých se význam více či méně překrývá (estetická a přírodní hodnota). Celkově bylo identifikováno 8 typů krajinných hodnot, přičemž Tabulka 2 uvádí jejich pracovní název i definici, ve které je zahrnuta širší významů, které do daného typu hodnoty byly zahrnuty.

Tabulka 2: Typologie hodnotových asociací spojených s CHKO Třeboňsko

Typ hodnoty	Popis
Estetická	Obecná estetika místa včetně krajiny a architektonických prvků
Divočina	Biodiverzita, sukcese a vitalita místa nebo ekosystému
Kulturní	Kulturní dědictví, místo společenského setkávání a historický význam
Vzdělávací	Učení, duchovní zkušenost a transgenerační hodnota
Rekreační	Relaxace, sport (např. turistika, cyklistika, rybaření a vodáctví) a turistika
Osobní	Subjektivní význam s ohledem na osobní vztah, významnou zkušenost nebo spojení s předky



Správcovství	Význam s ohledem na obživu a jako model pro interakci člověka s ekosystémem s cílem udržení produktivity
Ekonomický příjem	Peněžní zisk pro místní i cizince
Development	Urbanizace a rozvoj odvětví služeb, hospodaření a průmyslu
Podnikání	Výroba a poskytování užité hodnoty a související rozvoj infrastruktury

## 2.6 Tři hodnotové rámce

Kolektivní hodnotové rámce v pojetí této práce tvoří více či méně podobné hodnotové profily tím, jak respondenti významově rámovali Třeboňsko. Na základě kvalitativních dat byly vytipovány tři typy hodnotových rámců nebo světónázorů týkajících se studované oblasti: správcovský (*stewardship*) rámec, rekreační a ochranný. Správcovská typ vnímání cenil oblast z hlediska významu pro lesnictví a rybníkářství, a obecně pro péči, kterou jí dávali předkové po staletí a bez které by krajinná hodnota postupně zanikla. Nadměrnou ochranu přírody a snahu o konzervaci vnímal jako hrozbu pro ekologickou stabilitu krajiny. Rekreační rámec vnímal zejména estetickou hodnotu krajiny, hodnotu odpočinku a sportu. Poslední, ochranný rámec oceňoval především přírodní hodnotu Třeboňska; naopak ekonomický rozvoj a kořistnické hospodaření vnímal jako hrozbu pro jeho ekologický stav. Tyto tři hodnotové rámce nejsou vyčerpávajícím popisem sociální reality ale snahou o vytvoření klíče k její interpretaci. Zároveň odrážely tři základní aspekty, které charakterizují „identitu“ krajiny CHKO Třeboňsko (Taylor, 2012).

*„No jednak je to ta krajina na co si vzpomenete, že je Třeboň. Hezké lesy, hezká příroda, rybníky no a nějaká historie.“ (citace zástupce agentury ochrany přírody)*

Je třeba říci, že všechny tři kolektivní hodnotové rámce velmi oceňují přírodu, ale každý z jiného důvodu.

- Z hlediska hospodaření je krajina důležitá z s ohledem na její schopnost poskytnout obživu svým obyvatelům, plynoucí z její dlouholeté nepřetržité kultivace. Vážít si přírody znamená starat se o ni, usilovně pracovat na tom, aby nespadla do chaosu přirozené sukcese.
- Z pohledu cestovního ruchu vidí hodnotu krajiny v celkové vhodnosti pro rekreaci a estetické vyžití. Ekologická pestrost a zdraví je magnetem, který přitahuje návštěvníky z vzdálených aglomerací což vyžaduje náležitý rozvoj cestovního průmyslu. Pro mnoho místních je pohostinství cenným zdrojem příjmu.
- Třetí perspektiva klade největší důraz na rozmanitost života, respekt k přírodě a požitek z estetiky přírody neomezené lidskými zásahy. Cílem ochrany přírody je regulovat lidské aktivity v této oblasti, zejména intenzivní využívání přírodního kapitálu a urbanizaci.

Tyto tři kolektivní hodnotové rámce nepopisují typy studovaných respondentů ale vize Třeboňska, mentální obrazy zahrnující přítomnost i budoucnost, včetně normativního rozměru, které byly na subjektech do značné míry nezávislé a které lze považovat za krajinné hodnoty na vyšší hodnotové hierarchické úrovni.

## 2.7 Mapování krajinných hodnot

Mapování hodnot zhruba rozděluje předmětnou krajinu na oblasti urbanizované, peri-urbánní, hospodářské a přírodní (= neregulované nebo minimálně). Urbanizované oblasti jako je město Třeboň byly nejčastěji zmiňovány ve spojitosti s kulturním významem, významem pro podnikání a částečně rekreací, která je více rozprostřená i na dvě další centra: Chlum u Třeboně a Suchdol nad Lužnicí (Obr 1). Tyto oblasti měly typicky velmi nízké hodnoty ekosystémové integrity a jsou poznat jako koncentrace červených ploch na Obr. 1 v pravé, dolní mapě označené „Ekosystémová integrita.“ Na Třeboňsku je rekreační hodnota dále spjata s řekami Lužnicí a Nežárkou kvůli vodáctví a s pískovkami kvůli koupání v čisté vodě. Estetika se silně pojí s přírodními oblastmi, zejména oblastí tzv. Rozvodí mezi Starou a Novou řekou, která je místem s jednou s nejvyšší ekosystémovou integritou. Co se týče hodnoty divočiny, nejlépe byla hodnocena tzv. Stará Lužnice, tedy neregulovaný úsek řeky Lužnice, který se nachází u hranic s Rakouskem. Význam z hlediska hospodaření náležel zejména rybníku Rožmberku, druhotně byl rozprostřen na ostatní významné hospodářské rybníky jako Bošilec v severozápadním rohu oblasti. Rybník Rožmberk představoval nejen významný rybník pro chov ryb, ale i pro hospodaření s vodou v krajině a ochraně před povodní. Hodnota vzdělávání je nejvíce spjata s rybníkem Svět, dále se soustavou Klec a Potměšil, Nadějskou soustavou a rybníkem Rožmberkem. Podél těchto rybníků vede naučná stezka pojednávající o rybníkářské historii Třeboňska, ale jsou i předmětem vědeckého výzkumu v oblasti hydrobiologie. Poslední, osobní hodnota, se nejvíce vázala k oblasti Rozvodí, dále pak k lokalitám na východě okolo obcí Staňkov a Lutová, městu Třeboň a hrázi rybníka Rožmberka.



Obr 1. Reprezentace kategorií identifikovaných hodnot v prostoru pomocí semi-kvantitativních indikátorů jednotlivých hodnot. V pravém dolním rohu je uveden výsledek hodnocení složeného indexu ekosystémové integrity (Zelený et al., 2021).

## 2.8 Shrnutí výsledků

S ohledem na výše zmíněné můžeme formulovat tyto odpovědi na zvolené výzkumné otázky:

### 1) Jak jsou distribuovány krajinné hodnoty a kde se překrývají?

Krajinné významy kopírují páteřní stezky a silnice vedoucí z města Třeboň kolem významných rybníků a řeky Lužnice a Nežárky a kolem rekreačních center Chlum u Třeboně a Suchdol nad Lužnicí. Zejména rekreační hodnota je spjatá s městy a infrastrukturou jako jsou kempy, ale i ekosystémy které jsou dobře přístupné pro pěší i cyklo dopravu. Naopak hodnota divočiny je nejvyšší v bezzásahových a těžko dostupných oblastech. Místa, na kterých se překrývá mnoho různých hodnot jsou zpravidla nejcennější, zatímco jednoúčelové oblasti nebo oblasti bez mapovaných hodnot jsou méně zajímavá.

### 2) Existují rozdíly mezi vnímáním hodnot krajiny různými respondenty a zájmovými skupinami?

Různí aktéři zahrnutí do výzkumu vyjadřovali různé postoje ke krajině, které se odrazily v jejich deklarovaných krajinných hodnotách ale i kolektivních hodnotových rámcích. Dle hodnot byli respondenti rozděleni zhruba do tří skupin: a) hospodáři tedy lesníci, zemědělci a rybáři, b) zástupci rekreačního využití a turistického ruchu c) respondenti se silnou osobní vazbou ke krajině, kteří disponovali pestrou paletou hodnot jako je hodnota divočiny, kulturní, estetickou, vzdělávací a osobní.

### 3) Odpovídá distribuce krajinných hodnot biofyzikálně hodnocené ekosystémové integritě?

Jen z části, a to u lokalit, které jsou dobře dostupné. Navíc, některé hodnoty jsou typicky více svázané s urbanizovanými oblastmi jako je město Třeboň. Okolí Chlumu u Třeboně a obce Lutová lze označit za přechodové místo mezi sídly, kulturní diversifikovanou krajinou s četnými vodními ekosystémy a mokřady. Zde hodnota ekosystémové integrity odpovídá přechodovému charakteru. Nedostupné nebo odlehlé oblasti s vysoce produktivním lesním porostem, disponujícím vysokou ekosystémovou integritou, často nebyla hodnocena vůbec. Stejně tak i oblasti s ornou půdou, které měly naopak velmi nízkou ekosystémovou integritu, nezískaly žádnou společenskou hodnotu. Odpověď na jmenovanou otázku tedy nemůže být jednoznačná.

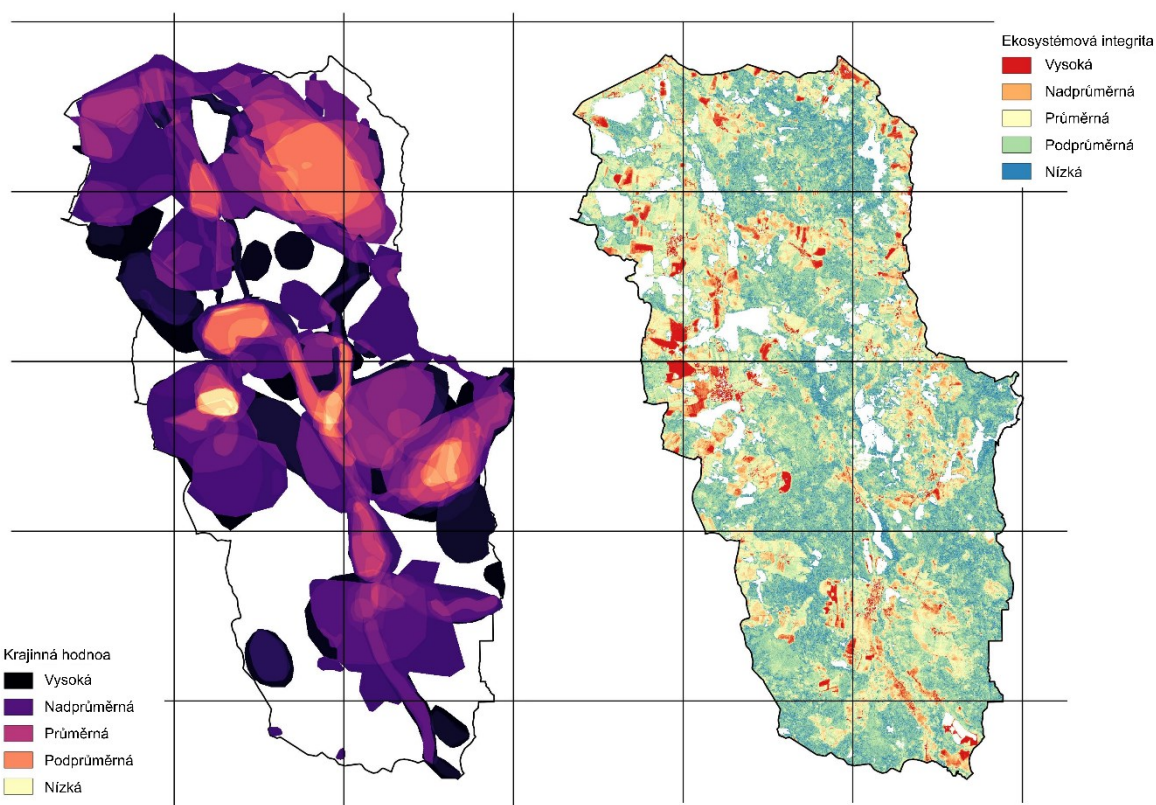
Korelační analýza vztahů mezi prostorovými indexy hodnot poukazuje na blízkost zejména mezi kulturní a vzdělávací hodnotou a osobní a rekreační na druhém místě (Tabulka 3, korelační koeficient 0,76 a 0,66). Na druhou stranu hodnota Estetika téměř nekoreluje s významem Podnikání a Hospodaření (0,06 a 0,08). Estetická hodnota se častěji objevovala společně s Osobní hodnotou a hodnotou divočiny.

Tabulka 3: Vztahy mezi mapovanými krajinnými hodnotami hodnocené korelační analýzou (Pearson)

	<i>Podnikání</i>	<i>Rekreace</i>	<i>Správcovství</i>	<i>Vzdělávání</i>	<i>Kulturní</i>	<i>Estetická</i>	<i>Osobní</i>	<i>Divočiny</i>
<i>Podnikání</i>	*	0,53	0,57	0,52	0,56	0,06	0,5	0,29
<i>Rekreace</i>	0,53	*	0,24	0,38	0,52	0,43	0,66	0,35
<i>Správcovství</i>	0,57	0,24	*	0,59	0,54	0,08	0,52	0,34
<i>Vzdělávání</i>	0,52	0,38	0,59	*	0,76	0,43	0,57	0,59

<i>Kulturní</i>	0,56	0,52	0,54	0,76	*	0,41	0,62	0,55
<i>Estetická</i>	0,06	0,43	0,08	0,43	0,41	*	0,59	0,52
<i>Osobní</i>	0,5	0,66	0,52	0,57	0,62	0,59	*	0,54
<i>Divočiny</i>	0,29	0,35	0,34	0,59	0,55	0,52	0,54	*

Místa, která byla hodnocena nejčastěji a zároveň z hlediska nejvíce typů krajinných hodnot, získala nejvyšší hodnotu celkového indexu společenské hodnoty (Obr. 2). Z hlediska četnosti a intenzity krajinných hodnot je nejvýznamnější město Třeboň, následované několika oblastmi, jmenovitě rybník Rožmberk, oblast Rozvodí, Chlum u Třeboňe a jeho okolí, Nadějská soustava a lesní komplex Jemčina. Jednou z otázek bylo i porovnání celkového významu oblasti s distribucí její ekosystémové integrity. Index hodnoty koresponduje s vysokou ekosystémovou integritou v oblasti Rozvodí, obory Jemčina (severovýchodní část) a okolo Nadějské rybníční soustavy. Naopak nižší hodnotu složeného indexu dostaly jednoúčelové typy územního využití, přičemž intenzivně hospodářsky využívané oblasti zůstaly respondenty bez povšimnutí. Zde se jedná zejména o zemědělskou půdu, druhotně o produkční lesy a louky a periferní urbanizované oblasti. Zemědělská půda, velká část pastvin a urbanizované oblasti dostaly krom nízkého skóre krajinných hodnot i nízký index ekosystémové integrity.



Obr. 2 Celkový složený index společenské hodnoty a index ekosystémové integrity.

### 3 Diskuse

Předkládaný přístup je snahou o představení inovativní kombinace metodických nástrojů k hodnocení socio-ekologických interakcí v krajině. Předpokladem práce je, že obyvatelé určité oblasti a) disponují unikátní, historickou a empirickou znalostí krajiny, která koresponduje s fyzickou stránkou věci, b) klasifikace krajinných hodnot pomůže identifikovat a odlišit různé rámce a hodnotové segmenty mezi dotazovanými respondenty, což pomůže identifikovat různá pojetí krajiny a c) mapované společensky hodnotné prvky budou více či méně odvislé od krajinné ekosystémové integrity, která umožňuje jejich produkci nebo užívání.

Předkládaná kombinovaná metodika kvalitativních rozhovorů a mapování, včetně následných transformací v kvalitativní a prostorové indexy krajinných hodnot umožnila pohlédnout na studovanou oblast ze dvou širokých perspektiv, včetně aplikace statistických metod. Kvalitativní analýzou přepisů bylo možné hodnotit hodnotové profily respondentů, zatímco mapování poskytlo nástroj, jak rozčlenit region dle společenského významu a porovnávat distribuci různých typů hodnot. Mezi hlavní výhody předkládaného přístupu patří navzdory omezením zejména relativní nenáročnost co do času a prostředků, přičemž zdrojem dat jsou rozhovory s klíčovými stakeholdery, kvalitativní mapování a následná reprezentace v GIS a statistickém programu R.

#### 3.1 Klasifikace hodnot a jejich distribuce v krajině

V rámci šetření bylo navrženo a zčásti identifikováno několik krajinných hodnot, jejichž význam odpovídal typu využití krajiny respondentem nebo obecně obyvateli a návštěvníky. Krajinné hodnoty lze zhruba rozdělit na ekonomické a mimo-ekonomické, přičemž tyto kategorie se většinou nacházely v kombinacích, ale i samotné, přičemž lokality s několika typy krajinných hodnot zároveň byly obecně významnější (Obr. 2). V případě překryvu několika hodnot by bylo možné hovořit o potenciálu pro konflikt mezi využitím. Například hospodářský význam mohl být v konfliktu s rekreačním využitím, což naznačila korelační analýza v Tabulce 3.

Také identifikované hodnotové rámce, získané pomocí kvalitativní analýzy obsahu naznačovaly možné konflikty mezi pojetím Třeboňska, zejména z hlediska normativních soudů ohledně správného hospodaření v oblasti (Kapitola 3.2). Celkově ale analýza spíše, než na konflikty poukázala na různorodost pojetí jednoho regionu různými aktéry dle typu využití nebo závislosti na jejich částech a ekosystémech. Mapované hodnoty rozhodně neměly tendenci být rovnoměrně distribuované, naopak se shlukovaly podél kulturně cenných center, jmenovitě města Třeboň, Chlum U Třeboně a Suchdol nad Lužnicí, rybníků Rožmberk a Svět, dále podél Řeky Lužnice, Nové a Staré řeky a Řeky Nežárky. Významnou roli hrály rybníky, které mají v kontextu Třeboňska značný kulturně-historický význam, a které byly spojovány s různými typy hodnot.

Naopak oblastem využívaným k intenzivnímu zemědělství, lesnické produkci a okrajově i pastvinám, typicky žádný význam přiřazován nebyl. Odlehlé přírodní lokality získaly krajinný význam Divočina, nicméně z důvodu náročné přístupnosti často nezískávaly žádné další hodnoty a byly i méně často zmiňované. Z toho vyplývá, že lidé hodnotí lokality, které jsou především přístupné, a dále že pouze určité významy přiřazují oblastem s vysokou ekosystémovou integritou (oblast Rozvodí a Novořecké močály, Obr. 1), zatímco jiné naopak vysoce urbanizovaných oblastem. Lze tvrdit, že lokality, které získaly významy z obou oblastí byly nejvíce ceněné a představovaly často časem ustálenou harmonickou kombinaci mezi přírodním a antropogenním působením, které je nejvíce patrné v rybniční soustavě kolem Třeboně, konkrétně rybníku Rožmberk, Svět a Bošilec a soustavě kolem rybníku Naděje (Obr. 2).

### 3.2 Souvislost mezi krajinnými hodnotami a ekosystémovou integritou

Moderní krajiny lze pro zjednodušení chápat jako gradient mezi přírodou a infrastrukturou, mezi biomasou a technomasou, mezi samo-organizací a hemerobií. Lidská sídla a komunikace nejsou homogenně rozptýlená v krajině, naopak antropogenní povrchy jsou silně koncentrické, přičemž nedotčená příroda typicky leží na samé periferii. Význam, který lidé přikládají krajině, je diferenciován v závislosti na vzdálenosti od „centra“ (domov) a páteřní infrastruktury (silnice, parkoviště, cesty, restaurace). Na samé periferii typicky krajina žádný význam nemá, protože je pro obyvatele nepřístupná, i když někteří vnímají i na takových místech hodnotu přírody ve své „netknutosti,“ jak ukázal kvalitativní výzkum v CHKO Třeboňsko.

Tento jev má na studium socio-ekologických systémů negativní vliv, konkrétně komplikuje využití biofyzikálních a sociologických vědeckých metod k jejich popisu. Jde o to, že oblasti s typicky vysokou ekologickou integritou vycházejí v mapovacích cvičeních jako méně významné, případně zcela bezvýznamné. Tento negativní jev se ukázal ve výsledcích participativního mapování autorů Scolozzi et al. (2014) a Sherrouse et al., (2011) a (2014) kde hodnotu „wilderness“ dostaly jen ty oblasti divočiny, které byly v blízkosti silnic. V souladu s těmito studii i v této vyšlo najevo, že ačkoliv některé zalesněné oblasti s vysokou ekosystémovou integritou byly společensky vnímané jako hodnotné (obora Jemčina), většina lesních oblastí však vůbec zmíněna nebyla, jelikož byla odlehlá nebo nedostupná. Nejvíce se lidé vztahovali k místům, která byla zajímavá z hlediska přírodní nebo kulturní hodnoty a zároveň dobře přístupná autem, kolem apod. Hojně zmiňovaná města a sídla jsou samozřejmě spojovaná s jinými než přírodními významy, v případě Třeboně a dalších center v oblasti se jednalo o rekreační a kulturní hodnotu, což reprezentuje potřeby, které jsou typicky uspokojovány v městských aglomeracích.

### 3.3 Omezení předkládaného přístupu

Předně, jakákoliv klasifikace kvalitativních prohlášení disponuje značnou dávkou subjektivity ze strany výzkumníka a nelze zaručit, že bylo dosaženo shody s chápáním respondenta, protože s ním získané výsledky nebyly zpětně ověřovány. Další notná dávka subjektivity vyvstala při obtížích s prostorovým vymezením lokalit a jejich transformací do prostředí GIS. Za prvé, přesné tvary polygonů nakreslených během rozhovoru stěží představují přesné hranice oblasti nebo dokonce mentální hranice určené respondentem. Přesnější lokalizaci mapovaných hodnot by bylo možné získat tehdy, pokud by respondenti umísťovali body (jako v přístupu PPGIS, Sherrouse et al., 2011; 2014), což by sice bylo analyticky jednodušší, pro respondenta by ale vznikl problém s přesným vyjádřením tvaru mapovaného fenoménu a jeho možné demotivaci (Pocewicz et al., 2012; Brown a Pullar, 2012; Brown a Kyttä, 2014). Některé objekty na mapě byly zmíněny pouze v rozhovoru a zaznamenány po přečtení přepisů, kde sám autor definoval tvar polygonu. Toto riziko bylo podstoupeno, protože zahrnutí nemapovaných lokalit umožňovalo významně obohatit prostorovou informaci a získat robustnější data. Protože neexistoval žádný „objektivní“ tvar, a tedy ani „správná“ volba, metoda určení tvaru polygonu byla vcelku věc volby výzkumníka. Bylo rozhodnuto, že nejlepší metoda určování tvaru označené oblasti bude imitace tvarů, které vznikly v rámci kvalitativního mapování, a protože tyto byly z velké části zaznamenány výzkumníkem, lze předpokládat, že dodatečně mapované a původní tvary jsou z velké části konzistentní.

Celkově nelze říct, jestli oblasti bez hodnot (hospodářské lesy) skutečně neměly pro respondenty ono diverzifikované využití jako mnohá významná místa, např. rybník Rožmberk, protože nebyli zahrnuti úplně všichni potenciálně důležití aktéři. Nicméně i tak se výsledky shodují se zjištěním autorů Sherrouse et al. (2014), kteří poukázali na existenci vazby mezi prostorovou distribucí hodnot a dostupností lokality zejména pro automobilovou dopravu. Obdobný výsledek získali výzkumníci v článku Scolozzi et al. (2015), kteří zjistili, že turisticky nejoblíbenější jsou přírodní místa, která jsou zároveň dostupná. Na Třeboňsku se navíc jedná o souvislost mezi hodnotami a příležitostmi pro cyklo dopravu a pěší turistiku. Taková zjištění příliš neladila s tezí, že vysoká ekosystémová integrita

koresponduje s místy s vysokou společenskou hodnotou. Společenské hodnoty krajiny vznikaly na rozhraní mezi antropogenním a „přírodním“ gradientem, přičemž oba extrémy se na pomyslné ose se vyznačovaly chudším zastoupením diversity hodnot. Předkládaná metodika bohužel není dostatečně citlivá, aby podobné vztahy dostatečně prokázala, a proto metodické porovnání prostorového indexu společenských hodnot s biofyzikálně měřeným indexem ekosystémové integrity nepřineslo siné a prokazatelné závěry, popisující, jak tyto dvě složky spolu souvisí, což bylo jedním z cílů této práce.

### 3.4 Metodika mapování

Metoda, která byla ozkoušena v předkládané práci v mnohém navazuje na práci autorů Klain a Chan (2012). Autoři v této studii prováděli nejen kvalitativní rozhovory, ale i semi-kvantitativní hodnocení lokalit na mapě. Zejména se zaměřovali na porovnání percepce ekonomických a mimo-ekonomických hodnot a celkově hodnotili přínos mapování v porovnání kryze monetárně nebo biofyzikálně orientovaným přístupům. Součástí jejich metodiky bylo semi-kvantitativní rozdělování symbolických žetonů k oblastem dle jejich důležitosti pro respondenta (z ekonomického hlediska, mimo-ekonomického a hrozeb).

V této studii se ukázalo, že kvalitativní rozhovory jsou při zahrnutí náročnějších mapových cvičení hůře zvládnutelné, protože ruší plynulost rozhovoru. Navíc, když do rozhovoru byla přidána otázka ohledně subjektivního řazení lokalit podle preference, většině respondentů se takovému hodnocení přičilo. Samozřejmě existovaly případy, kdy bylo snadno možné ohodnotit produktivitu určitých rybníků oproti jiným, a do určité míry to bylo možné i u orné půdy; v případě lesní produkce šlo určit hodnotnější a méně hodnotné lokality těžce. U mimo-ekonomických hodnot byl úspěch s aplikací pořadí mnohem nižší. S mapováním hrozeb to šlo nejhůře a ty byly proto z mapové reprezentace a analýzy vyloučeny<sup>1</sup>. Cvičení zahrnutá v Klain a Chan (2012) lze na základě výsledků doporučit spíše do formátu participativního semináře než hloubkových rozhovorů.

## 4 Závěr

V této kapitole byla představena metodika kvalitativního rozhovoru a mapování hodnot spjatých s krajinou a ekosystémy výzkumné oblasti CHKO Třeboňsko. Strukturované rozhovory umožnily hluboký vhled do chápání krajiny vybranými typy respondentů a zachytit hlavní hodnotové rámce a podpořit tyto kategorie semi-kvantitativními a statistickými metodami. Mapový výstup této práce může posloužit jako vodítko pro určení společenské hodnoty a využití lokalit v předmětné oblasti, přičemž výsledky mohou přispět k formulaci teorie společenské percepce krajiny, ekosystémové integrity a služeb.

Porovnání mezi biofyzikálním měřením a kvalitativním mapováním, které bylo zahrnuté jako doplňková metoda, bohužel silné výsledky nepřineslo z důvodu zejména konceptuální nesourodosti a neúplnosti datových sad. Aby bylo možné obě datové sady porovnávat např. statistickými metodami, bylo by potřeba, aby obě vrstvy pokrývaly studovanou oblast stejnou měrou, k čemuž by lépe posloužilo hodnocení s využitím většího vzorku respondentů, například metodou PPGIS. Kvalitativní metoda sběru dat se navíc soustředila na odlišný fenomén, tedy subjektivní percepci krajinných hodnot, zatímco analýza dat z dálkového průzkumu Země popisovala fyzické struktury a procesy v studované oblasti, což výstupy z obou metod činilo obtížně porovnatelnými (Hunziker et al., 2007; Hedblom et al., 2019).

---

<sup>1</sup> Otázky týkající se hrozeb nicméně výrazně pomohly hlouběji prozkoumat hodnoty krajiny, a proto je lze i tak silně doporučit



## 5 Literatura

- Bele, A., Chakradeo, U., 2021. Public perception of biodiversity: a literature review of its role in urban green spaces. *J. Landsc. Ecol.* 0, 2. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2021-0008>
- Bernardo, F., Loupa-Ramos, I., Carvalheiro, J., 2021. Are biodiversity perception and attitudes context dependent? A comparative study using a mixed-method approach. *Land use policy* 109. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105703>
- Biedenweg, K., Williams, K., Cervený, L., Styers, D., 2019. Is recreation a landscape value?: Exploring underlying values in landscape values mapping. *Landsc. Urban Plan.* 185, 24–27. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.12.005>
- Boschmann, E.E., Cubbon, E., 2014. Sketch Maps and Qualitative GIS: Using Cartographies of Individual Spatial Narratives in Geographic Research. *Prof. Geogr.* 66, 236–248. <https://doi.org/10.1080/00330124.2013.781490>
- Brennan-Horley, C., and C. Gibson. 2009. Where is creativity in the city? Integrating qualitative and GIS methods. *Environment and Planning A* 41:2595–2614
- Brown, G., & Pullar, D. (2012). An evaluation of the use of points versus polygons in public participation geographic information systems (PPGIS) using quasi-experimental design and Monte Carlo simulation. *International Journal of Geographical*
- Brown, G., Kyttä, M., 2014. Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. *Appl. Geogr.* 46, 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.11.004>
- Brown, G.G., Reed, P., 2012. Social Landscape Metrics: Measures for Understanding Place Values from Public Participation Geographic Information Systems (PPGIS). *Landsc. Res.* 37, 73–90. <https://doi.org/10.1080/01426397.2011.591487>
- Chan, K.M.A., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S., Gómez-Baggethun, E., Gould, R., Hannahs, N., Jax, K., Klain, S., Luck, G.W., Martín-López, B., Muraca, B., Norton, B., Ott, K., Pascual, U., Satterfield, T., Tadaki, M., Taggart, J., Turner, N., 2016. Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 1462–1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>
- Chan, K.M.A., Satterfield, T., Goldstein, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecol. Econ.* 74, 8–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.011>
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosyst. Serv.* 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- de Groot, R.S., Wilson, M. a, Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecol. Econ.* 69, 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>

Gray, S., Voinov, A., Paolisso, M., Jordan, R., Bendor, T., Bommel, P., Glynn, P., Hedelin, B., Hubacek, K., Introne, J., Kolagani, N., Laursen, B., Prell, C., Schmitt Olabisi, L., Singer, A., Sterling, E., Zellner, M., 2018. Purpose, processes, partnerships, and products: Four Ps to advance participatory socio-environmental modeling: *Four. Ecol. Appl.* 28, 46–61. <https://doi.org/10.1002/eap.1627>

Gunnarsson, Knez, Hedblom, Ode-Sang, 2017. Effects of biodiversity and environment-related attitude on perception of urban green space. *Urban Ecosyst.* 20, 37–49.

Haines-Young, R., Potschin, M., 2012. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, *Ecosystem Ecology*. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511750458.007>

Hátle, M., (2014) CHKO Třeboňsko, 35 let velkoplošné ochrany unikátní krajiny. *Ochrana přírody*. 4, 2-9

Hedblom, M., Hedenås, H., Blicharska, M., Adler, S., Knez, I., Mikusiński, G., Svensson, J., Sandström, S., Sandström, P., Wardle, D.A., 2020. Landscape perception: linking physical monitoring data to perceived landscape properties. *Landsc. Res.* 45, 179–192. <https://doi.org/10.1080/01426397.2019.1611751>

Hejnowicz, A.P., Rudd, M.A., 2017. The value landscape in ecosystem services: Value, value wherefore art thou value? *Sustain.* 9, 1–34. <https://doi.org/10.3390/su9050850>

Hunziker, M., Buchecker, M., & Hartig, T. (2007). Space and place - Two aspects of the human-landscape relationship. In F. Kienast, O. Wildi & S. Ghosh (Eds.), *A changing world. Challenges for landscape research* (pp. 47–62). The Netherlands: Springer.

Jarvis, R.M., Breen, B.B., Krägeloh, C.U., Billington, D.R., 2016. Identifying Diverse Conservation Values for Place-Based Spatial Planning Using Crowdsourced Voluntary Geographic Information. *Soc. Nat. Resour.* 29, 603–616. <https://doi.org/10.1080/08941920.2015.1107793>

Jax, K., Barton, D.N., Chan, K.M.A., de Groot, R., Doyle, U., Eser, U., Görg, C., Gómez-Baggethun, E., Griewald, Y., Haber, W., Haines-Young, R., Heink, U., Jahn, T., Joosten, H., Kerschbaumer, L., Korn, H., Luck, G.W., Matzdorf, B., Muraca, B., Neßhöver, C., Norton, B., Ott, K., Potschin, M., Rauschmayer, F., von Haaren, C., Wichmann, S., 2013. Ecosystem services and ethics. *Ecol. Econ.* 93, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.06.008>

Kamičaityte, J., Gražulevičiute-Vileniške, I., Gadai, S., 2019. Role of Multicultural Identity in Landscape Perception and Methodological Possibilities of Its Interdisciplinary Analysis. *Landsc. Archit. Art* 15, 65–74. <https://doi.org/10.22616/J.LANDARCHART.2019.15.07>

Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecol. Indic.* 28, 54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>

Klain, S.C., Chan, K.M.A., 2012. Navigating coastal values: Participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecol. Econ.* 82, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.008>

- Lee, K.E., Williams, K.J.H., Sargent, L.D., Farrell, C., Williams, N.S., 2014. Living roof preference is influenced by plant characteristics and diversity. *Landsc. Urban Plan.* 122, 152–159.
- Manuel-Navarrete, D., 2015. Double coupling: Modeling subjectivity and asymmetric organization in social-ecological systems. *Ecol. Soc.* 20. <https://doi.org/10.5751/ES-07720-200326>
- Manuel-Navarrete, D., Buzinde, C.N., Swanson, T., 2021. Fostering horizontal knowledge co-production with indigenous people by leveraging researchers' transdisciplinary intentions. *Ecol. Soc.* 26. <https://doi.org/10.5751/ES-12265-260222>
- Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Lencinas, M. V., García-Llorente, M., Martín-López, B., 2016. Spatial patterns of cultural ecosystem services provision in Southern Patagonia. *Landsc. Ecol.* 31, 383–399. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0254-9>
- Müller, F., 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecol. Indic.* 5, 280–294. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.017>
- Müller, F., Hoffmann-Kroll, R., Wiggering, H., 2000. Indicating ecosystem integrity - Theoretical concepts and environmental requirements. *Ecol. Modell.* 130, 13–23. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00210-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00210-6)
- Musacchio, L.R., 2013. Key concepts and research priorities for landscape sustainability. *Landsc. Ecol.* 28, 995–998. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9909-6>
- Palomo, I., Montes, C., 2011. Participatory Scenario Planning for Protected Areas Management under the Ecosystem Services Framework : the Doñana Social-Ecological System in Southwestern Spain 16.
- Pocewicz, A., Nielsen-Pincus, M., Brown, G., & Schnitzer, R. (2012). An evaluation of internet versus paper-based methods for public participation geographic information systems (PPGIS). *Transactions in GIS*, 16(1), 39e53.
- Raymond, C.M., Kenter, J.O., 2016. Transcendental values and the valuation and management of ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 0–1. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.018>
- Roche, P.K., Campagne, C.S., 2017. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 29, 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.12.009>
- Schneider, E.D., Kay, J.J., 1994. Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. *Math. Comput. Model.* 19, 25–48. [https://doi.org/10.1016/0895-7177\(94\)90188-0](https://doi.org/10.1016/0895-7177(94)90188-0)
- Scolozzi, R., Schirpke, U., Detassis, C., Abdullah, S., Gretter, A., 2015. Mapping Alpine Landscape Values and Related Threats as Perceived by Tourists. *Landsc. Res.* 40, 451–465. <https://doi.org/10.1080/01426397.2014.902921>
- Sherrouse, B.C., Clement, J.M., Semmens, D.J., 2011. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Appl. Geogr.* 31, 748–760. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.08.002>

Sherrouse, B.C., Semmens, D.J., Clement, J.M., 2014. An application of Social Values for Ecosystem Services (SolVES) to three national forests in Colorado and Wyoming. *Ecol. Indic.* 36, 68–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.008>

Sletto, B., S. Muñoz, S. M. Strange, R. E. Donoso, and M. Thomen. 2010. El Rincón de los Olvidados: Participatory GIS, experiential learning and critical pedagogy in Santo Domingo, Dominican Republic. *Journal of Latin American Geography* 9:111–35.

Tadaki, M., Sinner, J., Chan, K.M.A., 2017. Making sense of environmental values. *Ecol. Soc.* 22. <https://doi.org/10.5751/ES-08999-220107>

Taylor, K., 2012. Landscape and meaning: Context for a global discourse on cultural landscapes values. *Manag. Cult. Landscapes* 21–44. <https://doi.org/10.4324/9780203128190-10>

Terkenli, T.S., Skowronek, E., Tucki, A., Kounellis, N., 2019. Toward understanding tourist landscape. a comparative study of locals' and visitors' perception in selected destinations in Poland and Greece. *Quaest. Geogr.* 38, 81–93. <https://doi.org/10.2478/quageo-2019-0031>

Weiner, D., and T. Harris. 2003. Community-integrated GIS for land reform in South Africa. *URISA Journal* 15: 61–73

Wu, J., 2013. Landscape sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landsc. Ecol.* 28, 999–1023. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9894-9>

Young, O.R., Berkhout, F., Gallopin, G.C., Janssen, M.A., Ostrom, E., van der Leeuw, S., 2006. The globalization of socio-ecological systems: An agenda for scientific research. *Glob. Environ. Chang.* 16, 304–316. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.03.004>

Zube, E.H., 1987. Perceived land use patterns and landscape values. *Landsc. Ecol.* 1, 37–45. <https://doi.org/10.1007/BF02275264>



## 7 Appendix B

Protokol použitý při hloubkových rozhovorech

- A. Jaký je Váš vztah k předmětnému území?
- a) zcela obecně, z hlediska profesního i osobního, zda- li zde bydlíte, sportujete, zda-li se o oblast jinak zajímáte ..*
- B. Jaké činnosti v souvislosti s krajinným hospodařením vykonáváte?
- a) Jedná se o chov ryb, pěstování plodin, vědecký výzum, umělecká tvorba, kulturní nebo sportovní akce ..?*
  - b) pracoval jste v minulosti na pozici která souvisela s hospodaření s krajinou?*
  - c) Jak jste se k Vaší současné pozici v organizaci X dostal? Proč jste se o předmětnou krajinu začal zajímat?*
  - d) (Změnil se nějak váš zájem/zaměstnání vzhledem k (typ ekosystému) v průběhu času? Jesli ano, jak?)*
- C. Můžete popsat nějaké změny ve Vaší krajině za poslední dobu, kterých jste si všiml? *K lepšímu/ horšímu?*
- D. Co si představíte pod frází “zdravý ekosystém/rybník, les, pole”, co se Vám vybaví nejprve když slyšíte takovou frází?
- a) Jaké konkrétní části zdravého ekosystému máte na mysli? Můžete uvést nějaké příklady?*
  - b) Jak poznáte že (typ ekosystému) je zdravý nebo ne? Co podle Vás indikuje změnu k horšímu nebo lepšímu?*
  - c) Jaké informace považujete za relevantní ohledně zdraví ekosystémů? Může se jednat o vaše vlastní pozorování, informace od rybářů, vědecké výzkumy a studie nebo jiné druhy informací.*
- E. Dá se říci, že Vaše živobytí (nebo hospodaření obeně) závisí na zdraví krajiny/ekosystémů? Můžete tuto spojitost popsat?
- a) Jak ji prožíváte? Jak je silná? Jaké konkrétní faktory hrají roli?*
- F. Myslíte si, že bychom měli zlepšit způsob, kterým hospodaříme s krajinou na CHKO Třeboňsku? Existují nějaké konkrétní řešení, která by zlepšila způsob jak nakládáme s

krajinným zdravím? *Pokud Vás napadnou jakékoliv doporučení nebo důležité body, které byste rád zdůraznil.*

- G. Domníváte se že by některé sektory měly být spravovány jinak? Sektorem myslím lesnictví, rybářství a rybolov, zemědělství, těžby surovin, turismus..
- H. Jaké problémy jsou dle Vás nejvíce závažné a proč?

### **Prostorové dotazování**

- A. Popište prosím lokality, které jsou pro Vás důležité z hlediska ekonomického zisku nebo zaměstnání? *Na kterých lokalitách v krajině závisí Vaše živobytí/ekonomický příjem?*  
a) *Prosím označte na mapě lokality, které z Vašeho hlediska produkují největší ekonomický zisk.*
- B. Jak by podle Vás omezení v přístupu ke zdrojům (např. omezení v těžbě, zneprístupnění, zavedení regulací odchyту ale i ekologická degradace, znečištění) spojených s těmito přírodními systémy ovlivnilo živobytí a peněžní hodnotu kterou (pro Vás) mají? *Měla by nějaká omezení kladný vliv na ekonomický význam, nebo záporný?*
- C. Jak vnímáte např. snahy učinit CHKO Třeboňsko KPZ (Krajinnou Památkovou Zónou) nebo její začlenění do UNESCO v souvislosti s významem krajiny z hlediska ekonomického zisku a zaměstnání? *Tazatel se neptá na pozadí potenciálních sporů, ale zajímá se o vliv na hospodaření, ekonomický zisk, charakter živnosti..*
- D. Jaké jsou hlavní faktory které by mohly výrazně ovlivnit ekonomickou hodnotu oblastí, které jste označil zeleně na mapce? *Mělo by se podle Vás něco dělat, aby toto riziko nevznikalo?*

### **Dědictví a vztah k místu**

*Přejdeme nyní téma ekonomické hodnoty ekosystémů a jak je využíváme a zkusme se zamyslet nad významem nebo hodnotou krajiny bez ohledu na její produkci zisku nebo poskytování zdrojů.*

- A. Máte nějaká oblíbená místa na Třeboňsku, která rád navštěvujete, fyzicky nebo v představách, a která pro Vás mají speciální hodnotu? Můžete popsat proč jsou tato místa pro Vás důležitá?
- a) *Napadla by Vás místa, která mají historický význam pro Vás a/nebo Vaše známé?*
  - b) *Můžete popsat jaký druh významu pro Vás toto místo má, co Vás napadá když o tomto místě přemýšlíte, jaké pocity zažíváte, jaké asociace Vás napadají? Pokud budete chtít, uveďte jakékoliv zkušenosti nebo příběhy které se staly Vám nebo někomu z Vaší komunity, můžete použít jakákoliv přirovnání která Vám pomohou vystihnout popisovaný vztah.*

## **Identita**

*Identitu tvoří myšlenky, vztahy a pocit náležitosti, které utvářejí naše já, kdo jsme a kam patříme, jaké komunity jsme součástí apod. V tomto smyslu je identita vázaná i na konkrétní fyzická místa a aktivity, které zde dělají lidé společně i sami.*

- A. Existují místa, která jsou důležitá z hlediska Vašeho pocitu identity či identity skupiny které jste členem? Jak byste tento vztah popsal a jak je podle Vás propojení s krajinou důležité pro to kým jste a kam patříte, nebo naopak kým nejste a kam nepatříte? Od koho se v tomto odlišujete?

## **Pohyb a živobytí**

*Pojďme si nyní pohovořit o mimoekonomických hodnotách nebo zkušenostech plynoucích z fyzické aktivity spojené s krajinou Třeboňska.*

- B. Na Třeboňsku je oblíbená rekreace sportem, rybolovem, turistikou a další fyzickou aktivitou včetně práce. Mezi přínosy takových činností lze počítat dobré jídlo a duševní i tělesné zdraví, ovšem i další více či méně abstraktní kategorie. Představte si, že si (chytíte vlastní rybu...vypěstujete vlastní zeleninu, střelíte srnu) nebo že si jí koupíte v supermarketu, jaký je v tom pro Vás rozdíl, pokud je nějaký?
- C. Zkuste popsat pocit, který to ve Vás vyvolává. Proč se ty dvě možnosti liší co do významu?
- a) *Můžete popsat další druhy přínosů, které pro Vás plynou z těchto činností, které se netýkají přímo jen těch (ryb)?*

## **Duchovní**

- D. Duchovní hodnotu spojenou s určitým místem lze asi jen těžko vyjádřit, ale obecně ji lze přiřadit místům která nás upomínají na síly mocnější než jsme sami. Pocity plynoucí z takových míst mohou být pozitivní i negativní jako úcta, úžas, pokora nebo i strach.



- E. Napadlo by Vás místo ve Vašem kraji, které by takové pocity vzbuzovalo? Buďte konkrétní nebo naopak abstraktní ve vztahu k pocitům i místům, jak je Vám libo.

(Upozornit respondenta že jejich úvahy nemusí být nijak hluboké, a také že otázka přímo nesouvisí s náboženstvím nebo církví)

### **Umělecké**

- F. Některá místa jsou zdrojem tvořivé inspirace. Napadlo Vás někdy, že některá by některá místa na Třeboňsku mohla být zdrojem umělecké inspirace v podobě vizuálního nebo jiného umění?

### **Poučné/vzdělávací**

- G. Pozoroval jste někdy nějaký jev odehrávající se na nějakém místě v krajině, naučil jste se něco tímto pozorováním? Stalo se Vám někdy že jste se skrze krajinu dozvěděl něco nového?
- a) *Víte o nějakých zvlášť poučných místech? Kde jsou obzvlášť příhodné podmínky pro vzdělávání? Buďte, prosím, co nejkonkrétnější.*

### **Mezigenerační**

- H. Existují podle Vás zkušenosti nebo pocity spojené s Třeboňskem, které byste si přál aby zakoušeli vaši potomci nebo mladší generace? Jaké to jsou zážitky a co je činí důležitými pro generaci starší než jste Vy a ty, kteří přijdou po Vás?
- I. Proč jsou tyto věci důležité napříč generacemi?

### **Mapování mimotržních hodnot**

*Tyto poslední otázky se věnovaly tomu čemu bychom říkali mimotržní význam ekosystémů. I když jsou tyto přínosy přírody obvykle těžko uchopitelné, přesto prosím zkuste označit oblasti, které jsou z tohoto hlediska pro Vás (ale třeba i obecně) důležité, tedy z hlediska nezávislého na ekonomické nebo materiální hodnotě.*

*Můžete poukázat na konkrétní místa v krajině? Proč jsou tak důležitá?*

- J. Kdyby přístup k nebo kvalita těchto oblastí poklesla, tedy těch o kterých jste mluvil v souvislosti s mimotržními kvalitami, vlivem poškození přírodních procesů nebo limitům ze strany ochrany přírody (regulace odhychtu, těžby), jak by to ovlivnilo Vás a lidi okolo Vás? Vážil byste si pak takové lokality více a kdyby ano tak proč (nebo proč ne)?

a) Řekněme že kvalita takto načtených oblastí poklesne natolik, že to omezí Vaši možnost je užívat (např. Kvalita vody), snížilo by to ve vašich očích jejich důležitost jakožto poskytovatelů nehmotných statků? Byly by pak pro Vás více či méně důležité? Proč?

K. Jaké hlavní faktory by mohly ohrozit, to čeho si vážíte na lokalitách zmíněných jako poskytující mimoprodukční hodnoty? Jsou nějaká řešení jak tomu předejít? Jaká?

### **Hrozby**

A. Mohl Byste, s pomocí poukázat na místa, kde podle Vás dochází k ohrožení statků, které z krajiny/ lesa, rybníka, louky získáváte? Proč je tato oblast ohrožena? Jaké jsou hlavní zdroje ohrožení?

*Kdybyste měl rozdělit sto hypotetických červených bodů k vyznačeným místům dle jejich závažnosti?*

B. Jaké konkrétní věci nebo faktory by zejména záporně ovlivnily to, čeho si na těchto místech ceníte?

C. Co by se dalo udělat aby byly tyto hodnoty ochráněny konkrétně v označených oblastech? Jaké statky je nutno bránit?