

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Obecné otázky geografie



**Zbyněk Janoušek**

# Vliv sociálněgeografické exponovanosti a dalších faktorů na extenzifikační procesy využití krajiny

*The influence of socio-geographical exposure and other factors on the extensification processes of land use*

Disertační práce

Školitel: doc. RNDr. Ivan Bičík, CSc.

Praha 2019



## **Poděkování**

Děkuji svému školiteli, Ivanu Bičíkovi, za lidský přístup, cenné rady, trpělivost a možnost podílet se během svého doktorského studia na řešení zajímavých výzkumných projektů. Dále děkuji ostatním kolegům geografům, s nimiž jsem mohl během těchto let spolupracovat a načerpat od nich inspiraci pro vlastní bádání. Tato práce by určitě nevznikla bez všestranné podpory rodiny a také kamarádů, jimž všem děkuji mimo jiné za morální oporu a důvěru, že to zvládnou. V neposlední řadě děkuji vždy veselé paní uklízečce Valentíně za čistou kancelář, v níž jsem disertaci většinou zpracovával.

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem zpracoval svou disertační práci samostatně. Všechny použité zdroje a literatura jsou řádně citovány. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 21. srpna 2019

Zbyněk Janoušek

## Abstrakt

Hlavním tématem disertační práce je hodnocení vlivu sociálněgeografické exponovanosti a dalších faktorů (přírodních: nadmořská výška, sklonitost, bodová výnosnost) na extenzifikační procesy využití krajiny Česka v období více než 160 let, 1845–2010. Důraz je kladen také na související ztráty zemědělské a orné půdy, vzhledem k tomu, že zalesňování a zatravňování probíhalo v zásadě na úkor této půdy. Hlavní zdroj představuje „Databáze dlouhodobých změn využití ploch Česka (1845–2010)“, založená na katastrální evidenci. Jedná se tedy o detailní sledování zahrnující téměř 9000 tzv. srovnatelných územních jednotek. Hodnoceny jsou jak jednotlivé extenzifikační procesy, tak celková intenzita využití krajiny (pomocí koeficientu ekologické významnosti). Vzhledem k tomu, že většina území je stále ještě využívána jako zemědělská půda, zahrnuje práce také přehled vývoje vybraných ukazatelů intenzity zemědělství. Pozornost je věnována i širšímu kontextu proměn využití krajiny na evropské úrovni.

Zásadní součástí práce je vytvoření modelů sociálněgeografické exponovanosti území Česka, které jsou srovnatelné s daty o využití krajiny v časových horizontech 1845, 1896, 1948, 1990 a 2010. Jejich hlavními složkami jsou mikroregionální a mezoregionální sídelní exponovanost (poloha vůči střediskům osídlení příslušné úrovně), dopravní exponovanost (poloha vůči významným silnicím a železnicím) a hustota zalidnění. Hlavní předností detailních, prostorově explicitních modelů exponovanosti je, že zachycují vývoj exponovanosti v celém hodnoceném období, což v předchozích pracích zaměřených na dlouhodobý vývoj využití krajiny Česka ještě nebylo použito. Tyto modely však mohou posloužit i v jinak zaměřených výzkumech, např. k identifikaci dlouhodobých vnějších i vnitřních periferií a doplnit tak poznatky nejen geografických výzkumů periferních oblastí, případně je lze využít jako podklad při plánování regionálního rozvoje těchto území.

Pomocí vytvořených modelů je možné ukázat na příkladu Česka platnost klasických teorií vysvětlujících zemědělské využití krajiny v různých obdobích: teorie diferenciální renty (přesněji diferenciální renty I, tj. kvality přírodních podmínek a polohy vůči centrům osídlení) a také Thünenovy teorie intenzity. Kvantitativní hodnocení založená na korelacích, vícenásobné lineární regresi a geograficky vážené regresi (která dokáže

zohlednit specifika prostorových dat, zejména prostorovou autokorelaci a nestacionaritu) je doplněno interpretací hybných sil působících na „hlubších“ úrovních, tzv. přechodných a základních faktorů. Při tom byly využity také inspirativní poznatky z výzkumů sociálního metabolismu.

Období po roce 1989 je v této práci věnována zvýšená pozornost mimo jiné kvůli podezření, že hlavní zdroj dat, katastrální evidence, v něm do určité míry ztrácel vypovídací schopnost, co se týče druhů pozemků – zejména po roce 2000. Pro toto období již jsou k dispozici další zdroje o zemědělském využití krajiny (LPIS, Agrocenzy a strukturální šetření), takže mohlo být provedeno jejich vzájemné srovnání; použita jsou také data krajinného pokryvu CORINE Land Cover. Následuje vysvětlení těchto rozdílů dosahujících 500–600 tisíc hektarů zemědělské půdy. Práci vhodným způsobem rozšiřují již publikované studie, podrobněji zaměřené na menší území v rámci Česka.

*Klíčová slova:* sociálněgeografická exponovanost, model, využití krajiny, extenzifikace, diferenciální renta, ztráty zemědělské a orné půdy, Česko

## **Abstract**

The main topic of the dissertation thesis is the evaluation of the influence of socio-geographical exposure and other factors (natural: altitude, inclination of slopes, productivity of land) on the extensification processes of the land use in Czechia in the period of more than 160 years, 1845–2010. Emphasis is also placed on the associated losses of agricultural and arable land, given that afforestation and increase of grassland took place essentially at the expense of that land. The main data source is the “Database of long-term land use changes in Czechia (1845–2010)”, LUCC Czechia, based on cadastral records. It is a detailed monitoring which covers almost 9,000 so-called stable territorial units. Both the extensification processes and the overall intensity of land use (using the coefficient of ecological importance) are evaluated. Given that most of the Czechia’s territory is still used as agricultural land, the thesis also includes an overview of the evolution of the selected agricultural intensity indicators. Attention is likewise paid to the wider context of land use changes at the European level.

The essential part of the thesis is to build models of socio-geographical exposure of Czechia, which are comparable with the data on land use in the time horizons of 1845, 1896, 1948, 1990 and 2010. The main components of the models are micro- and meso-regional settlement exposure (location to centres of relevant level), traffic exposure (location relative to major roads and railways), and population density. The main advantage of these detailed, spatially explicit models of exposure is that they capture the development of exposure throughout the period under study, which has not been used in any of the previous works aimed at the long-term changes of land use in Czechia. These models can be nevertheless used in differently focused research as well, e.g. to identify the long-term outer and inner peripheries and thus complement the knowledge of (not only) geographical research of peripheral areas. They can be likewise used as a basis for the regional development planning of these territories.

Using the created models in the case of Czechia it is possible to evaluate the validity of the classical theories which strive to explain agricultural land use in different periods: the theory of differential rent (more precisely differential rent I, i.e. the quality of natural conditions and location to the settlement centres) and Thünen's theory of intensity. The quantitative evaluation, which is based on correlations, multiple linear

regression, and geographically weighted regression (which takes into account the specifics of spatial data, especially spatial autocorrelation and non-stationarity), is complemented by the interpretation of the driving forces acting at “deeper” levels, the so-called intermediate and underlying factors. Inspirational knowledge from the social metabolism research was also used.

The post-1989 period is subject to increased attention in this thesis due to the suspicion that the main data source (i.e. the cadastral records) lost to some extent its informative ability in this period in terms of land use classes – especially after 2000. Additional data sources on agricultural land use are available for this period (LPIS, Agricultural censuses and Farm Structure Surveys) so that they could be compared with each other; CORINE Land Cover data is also used. This is followed by an explanation of these differences which reached 500–600 thousand hectares of agricultural land. The thesis is appropriately extended by the already published studies, focusing in detail on smaller areas within Czechia.

*Key words:* socio-geographical exposure, model, land use, extensification, differential rent, agricultural and arable land losses, Czechia



## Obsah

Seznamy obrázků, tabulek a zkratk	11
1. Úvod	15
2. Diskuse s literaturou a teoretická východiska	19
2.1 Vztah člověka k přírodě (k přírodnímu prostředí)	19
2.2 Teorie vysvětlující intenzitu využití krajiny	23
2.3 Přístupy k modelování změn využití krajiny	26
3. Metodika	29
3.1 Datové zdroje o využití krajiny a krajinném pokryvu	30
3.2 Metody hodnocení (změn) využití krajiny	35
3.3 Statistické metody	38
3.4 Ukazatele přírodních podmínek	39
4. Modely sociálněgeografické exponovanosti Česka 1845/69–2011	41
4.1 Úvod a diskuse předcházejících použití modelu exponovanosti	41
4.2 Sídelní exponovanost	42
4.3 Dopravní exponovanost	51
4.4 Hustota zalidnění	55
4.5 Vztahy mezi ukazateli přírodních a společenských podmínek	61
5. Extenzifikační procesy využití krajiny v kontextu ztrát zemědělské a orné půdy	65
5.1 Extenzifikační procesy a ztráty půdy ve světě	65
5.2 Extenzifikační procesy a ztráty půdy v Evropě	65
5.3 Vybrané charakteristiky vývoje (intenzity) českého zemědělství	68
5.4 Extenzifikační procesy a ztráty půdy v Česku 1830–2017	74
5.5 Rozdíly ve vývoji v Česku po roce 1989 podle různých datových zdrojů	85
6. Dlouhodobý vývoj vlivu přírodních a společenských podmínek na (intenzitu) využití krajiny v Česku 1845–2010	91
6.1 Vztahy složek sociálněgeografické exponovanosti s intenzitou využití krajiny	91
6.2 Přírodní podmínky a intenzita využití krajiny	97

6.3 Výběr nejvhodnější varianty modelu exponovanosti pro další hodnocení .....	99
6.4 Vztahy sociálněgeografické exponovanosti se stavem využití krajiny .....	102
6.5 Vztahy vybraných podmínek se změnami využití krajiny .....	108
6.6 Vztahy vybraných podmínek s intenzitou změny využití krajiny .....	116
6.7 Souhrnné hodnocení vývoje vlivu přírodních a společenských podmínek .....	122
6.8 Souhrnné hodnocení s ohledem na prostorový charakter dat .....	132
7. Diskuse .....	139
8. Závěr .....	145
Použitá literatura a zdroje .....	152
Přílohy .....	167

## Seznam obrázků

Obr. 1 – Konceptuální modely propojující změnu využití krajiny (Z) s hybnými silami (HS) a aktéry (A) ve výzkumech změn využití krajiny .....	27
Obr. 2 – Vývoj územní koncentrace obyvatelstva v Česku 1831–1970 .....	44
Obr. 3 – Počet SÚJ v jednotlivých třídách klasifikované hustoty zalidnění v letech 1869 a 2011 .....	56
Obr. 4 – Sociálněgeografická exponovanost Česka 1845/69–2011 .....	58
Obr. 5 – Změna sociálněgeografické exponovanosti Česka 1845/69–2011 .....	60
Obr. 6 – Změna sociálněgeografické exponovanosti Česka 1930–1990 .....	61
Obr. 7 – Vývoj využití krajiny na území Evropské unie a Švýcarska 1900–2010 .....	66
Obr. 8 – Pracující v zemědělství a priméru v Česku 1948–2017 (v tisících osob) .....	69
Obr. 9 – Vývoj celkové hodnoty zemědělské produkce v Česku 1936–2017 (mld. Kčs/Kč, stálé ceny roku 1989) .....	70
Obr. 10 – Vývoj hodnoty rostlinné a živočišné produkce v Česku 1936–2017 (mld. Kčs/Kč, stálé ceny roku 1989) .....	71
Obr. 11 – Souhrnný zemědělský účet – účet tvorby důchodu v Česku 1998–2017 (mld. Kč, běžné ceny) .....	72
Obr. 12 – Spotřeba minerálních hnojiv v Česku 1936–2017 (kg čistých živin na 1 ha zemědělské půdy) .....	73
Obr. 13 – Zemědělská půda (bez trvalých kultur) a nezemědělská půda v Česku 1830–2017 .....	75
Obr. 14 – Vývoj zastoupení hlavních tříd využití krajiny Česka 1830–2017 .....	76
Obr. 15 – Trvalé travní porosty a pícniny na orné půdě v Česku 1830–2017 .....	77
Obr. 16 – Koeficient ekologické významnosti a extenzifikační procesy v Česku 1830–2017 .....	78
Obr. 17 – Úhor v Česku 1830–1913 (tis. ha) .....	79
Obr. 18 – Orná půda neosetá a úhor v Česku 1990–2017 (tis. ha) .....	80
Obr. 19 – Nevyužívaná orná a zemědělská půda a orná půda ležící ladem v Česku 2003–2016 .....	82
Obr. 20 – Půda ležící dočasně ladem ve střední Evropě 2001–2015 .....	82
Obr. 21 – Farmy/subjekty s ekologickým zemědělstvím a jimi obhospodařovaná zemědělská půda v Česku 1990–2016 .....	84
Obr. 22 – Výměra zemědělské půdy podle katastru, LPIS a Agrocenzů v Česku 1995–2016 .....	85
Obr. 23 – Orná půda a osevní plocha v Česku 1920–2017 .....	87
Obr. 24 – Podíl orné půdy v katastrálních územích Libereckého kraje dle úřední ceny zemědělské půdy v roce 2017 .....	88
Obr. 25 – Louky a pastviny dle dat katastru a CORINE Land Cover v Česku 1990–2012 .....	89
Obr. 26 – Hot spot analýza (95% interval spolehlivosti) změny zastoupení luk a pastvin v Česku 1990–2010/12 .....	90
Obr. 27 – Vztahy KEV a sídelní exponovanosti (varianty „odmocnina“) v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient) v Česku 1845–2010 .....	92
Obr. 28 – Vztahy KEV a dílčích složek sídelní exponovanosti (varianty „odmocnina“) v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient) .....	93
Obr. 29 – Vztahy KEV a dopravní exponovanosti (včetně jejích složek) v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient) .....	94
Obr. 30 – Vztahy KEV se sídelní (varianty „odmocnina“) a dopravní exponovaností v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient) .....	95

Obr. 31 – Relativní nárůst síly asociace sídelní a dopravní exponovanosti s KEV oproti samotné sídelní exponovanosti (%) .....	95
Obr. 32 – Vztahy KEV a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	96
Obr. 33 – Vztahy mezi koeficientem ekologické významnosti a ukazateli přírodních podmínek, včetně úřední ceny zemědělské půdy (Pearsonův korelační koeficient) .....	98
Obr. 34 – Síla asociace mezi koeficientem ekologické významnosti a ukazateli přírodních podmínek (Pearsonův korelační koeficient, $ r $ ) .....	99
Obr. 35 – Vztahy zastoupení orné půdy (na celkové rozloze SÚJ) s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	103
Obr. 36 – Vztahy zastoupení trvalých travních porostů (na celkové rozloze SUJ) s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	104
Obr. 37 – Vztahy zastoupení lesních ploch (na celkové rozloze SÚJ) s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	105
Obr. 38 – Vztahy koeficientu ekologické významnosti s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	106
Obr. 39 – Vztahy mezi sídelní a dopravní exponovaností (různá vymezení; Pearsonův korelační koeficient) .....	107
Obr. 40 – Vztahy změny podílu orné půdy s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	108
Obr. 41 – Vztahy změny podílu trvalých travních porostů s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	109
Obr. 42 – Vztahy změny podílu lesních ploch s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	110
Obr. 43 – Vztahy celkové změny využití krajiny (index změny) s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	111
Obr. 44 – Vztahy změny koeficientu ekologické významnosti s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	112
Obr. 45 – Síla asociace mezi změnou KEV a ukazateli přírodních podmínek (Pearsonův korelační koeficient, $ r $ ) .....	113
Obr. 46 – Vztahy změny podílu orné půdy se změnou sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	114
Obr. 47 – Vztahy změny koeficientu ekologické významnosti se změnou sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient) .....	116
Obr. 48 – Vztah hustoty zalidnění s intenzitou změn využití krajiny (vyjádřenou pomocí indexu změny; Pearsonův korelační koeficient) .....	117
Obr. 49 – Vztah sídelní a dopravní exponovanosti s intenzitou změn využití krajiny (vyjádřenou pomocí indexu změny; Pearsonův korelační koeficient) .....	118
Obr. 50 – Vztah sociálněgeografické exponovanosti s intenzitou změn využití krajiny (dle klasifikované hustoty zalidnění; Pearsonův korelační koeficient) .....	119
Obr. 51 – Vztah změny sociálněgeografické exponovanosti (dle klasifikované hustoty zalidnění) s intenzitou změn využití krajiny (Pearsonův korelační koeficient) .....	120
Obr. 52 – Vztahy vybraných přírodních podmínek s intenzitou změn využití krajiny (vyjádřenou pomocí indexu změny; Pearsonův korelační koeficient) .....	121
Obr. 53 – Vliv přírodních a společenských podmínek na využití krajiny Česka v letech 1845 a 2010 (vícečetná lineární regrese) .....	126
Obr. 54 – Srovnání souvislosti přírodních a společenských podmínek v letech 1930 a 1950 s využitím krajiny Česka roku 1948 (vícečetná lineární regrese) .....	128
Obr. 55 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění orné půdy (vícečetná lineární regrese) .....	129

Obr. 56 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění trvalých travních porostů (vícenásobná lineární regrese) .....	130
Obr. 57 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění luk a pastvin (vícenásobná lineární regrese) .....	130
Obr. 58 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění lesních ploch (vícenásobná lineární regrese) .....	131
Obr. 59 – Vliv přírodních a společenských podmínek na územní vzorec koeficientu ekologické významnosti (vícenásobná lineární regrese) .....	132
Obr. 60 – Vliv přírodních a společenských podmínek na využití krajiny (geograficky vážená regrese) .....	136
Obr. 61 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění trvalých travních porostů v Česku 1845–2010 (geograficky vážená regrese) .....	138
Obr. 62 – Srovnání dat katastru a HILDA, Česko 1900–2010 .....	140
Obr. 63 – Srovnání modelů sociálněgeografické exponovanosti Česka k roku 1991 a 1980 .....	142

## Seznam tabulek

Tab. 1 – Základní fáze proměn výrobních technologií a přírodního prostředí .....	21
Tab. 2 – Váhy tříd využití krajiny pro výpočet koeficientu ekologické významnosti ..	37
Tab. 3 – Stanovení minimální velikosti mikroregionálních středisek v Česku 1869–2011 .....	46
Tab. 4 – Koncentrační areály (pětinásobná úroveň koncentrace) v Česku 1869–1950	48
Tab. 5 – Hodnocení sídelní exponovanosti v užším vymezení .....	49
Tab. 6 – Hodnocení sídelní exponovanosti v širším vymezení .....	50
Tab. 7 – Váhy jednotlivých typů dopravních cest v různých časových horizontech ....	54
Tab. 8 – Vztahy mezi ukazateli přírodních a společenských podmínek v Česku 1869–2011 (Pearsonův korelační koeficient) .....	62
Tab. 9 – Vzájemné vztahy mezi ukazateli společenských podmínek v Česku 1869–2011 (Pearsonův korelační koeficient) .....	63
Tab. 10 – Průměrné hodnoty síly asociace sídelní exponovanosti (varianty „odmocnina“ a různé šíře vymezení) s vybranými ukazateli využití krajiny .....	100
Tab. 11 – Průměrné hodnoty síly asociace sídelní exponovanosti (varianty „poloměr“ a různé šíře vymezení) s vybranými ukazateli využití krajiny .....	101
Tab. 12 – Počet výskytů nezávisle proměnných v nejúspěšnějších lineárních modelech (dle koeficientu determinace vícenásobné lineární regrese) využití krajiny Česka ....	123
Tab. 13 – Vliv přírodních a společenských podmínek na zastoupení trvalých travních porostů (standardizované regresní koeficienty a koeficient determinace vícenásobné lineární regrese) .....	124
Tab. 14 – Vliv přírodních a společenských podmínek na zastoupení lesních ploch (standardizované regresní koeficienty a koeficient determinace vícenásobné lineární regrese) .....	125
Tab. 15 – Vliv vybraných ukazatelů přírodních a společenských podmínek na hodnotu koeficientu ekologické významnosti SÚJ Česka v letech 1845 a 2010 (geograficky vážená regrese, různé šířky pásma) .....	134

## Seznam zkratek

DE	dopravní exponovanost
DR	diferenciální renta
HZ	hustota zalidnění
KEV	koeficient ekologické významnosti
NV	nadmořská výška
SDEo, SDEp	sídelní a dopravní exponovanost (sídelní exponovanost ve variantě „odmocnina“, resp. „poloměr“)
SEo	sídelní exponovanost, varianta „odmocnina“
SEp	sídelní exponovanost, varianta „poloměr“
SkI.	sklonitost
SÚJ	srovnatelná územní jednotka

*Uvedeny jsou zde vlastní a méně obvyklé zkratky; všechny zkratky jsou rozepsány při prvním použití v textu.*

# 1. Úvod

Hlavním tématem disertační práce je hodnocení vlivu sociálněgeografické exponovanosti a dalších faktorů (přírodních) na extenzifikační procesy využití krajiny Česka (především zalesňování a zatravňování) v období 1845–2010. Důraz je kladen také na související ztráty zemědělské a orné půdy. Práci lze zařadit do typu výzkumu označovaného anglicky jako *Long-Term Socio-Ecological Research (LTSER)*, tedy dlouhodobý sociálně-ekologický výzkum (viz např. Haberl a kol. 2006; Redman, Grove, Kuby 2004; Singh a kol. 2013). Jedná se o zastřešující pojem, kam spadá řada vědních oborů, podoborů a škol napříč tradičními vědeckými disciplínami (antropologie, ekologie, ekonomie, geografie, historiografie, sociologie). Tento pojem vznikl podstatným rozšířením dlouhodobě zaměřeného výzkumu ekosystémů (*Long-Term Ecological Research, LTER*) v rámci ekologie o přístupy a výzkumná témata zmíněných společenských věd. Jedná se o konkrétně např. o kulturní ekologii, environmentální dějiny, výzkum sociálního metabolismu, environmentální sociologii. Nejbližší tematickému zaměření této práce je věda o změnách krajiny (*land-change science*) a geografické výzkumy zaměřené na studium vazeb mezi společností a přírodou (případně člověkem a prostředím).

Proč je kladen tak velký důraz na krajinu a její změny? Krajina je primární sférou, kde se materializují (stávají viditelnými) kombinované vlivy společnosti a přírody (Bürgi, Hersperger, Schneeberger 2004). Tak jak se mění společenské a přírodní systémy, dochází ke změnám také v krajině; zdůrazněna je právě kombinace změn obou typů systémů.

Vědeckých pojetí a definic krajiny existuje celá řada. Jejich detailní představení však není náplní této práce. Podle jedné ze známých definic v rámci krajinné ekologie se jedná o „*ekologicky heterogenní území, složené ze specifické sestavy ekosystémů, které jsou ve vzájemné interakci*“ (Forman, Godron 1993, cit. v Lipský 1998, s. 14). Mírně odlišný akcent obsahuje pojetí nizozemské školy krajinné ekologie: „*komplex systémů vyššího řádu (s mnoha subsystémy) ve vzájemné interakci, které svou fyziologií dohromady tvoří zřetelnou část zemského povrchu, a celý komplex je utvářen a udržován vzájemnou součinností abiotických, biotických a antropogenních činitelů*“ (cit. v Lipský 1998, s. 15). Strukturální prvky krajiny (krajinné složky) pak tvoří pole, louka, les, vodní tok a další. Za pozornost stojí zmínka o zemském povrchu v druhé citované definici. Na povrchu Země dochází k vzájemnému propojení částečně se prostupujících geosfér (pedosféra, hydrosféra, biosféra atd.) v systém označovaný jako krajinná či geografická sféra, který představuje nejvyšší hierarchickou úroveň krajiny (v globálním měřítku; Lipský 1998).

Práce se zabývá extenzifikačními procesy využití krajiny a přírodními a společenskými podmínkami/faktory (zejména sociálněgeografickou exponovaností), které mají na územní diferenciaci extenzifikačních procesů vliv. Nejprve je vhodné uvést, co se intenzivním či naopak extenzivním využitím krajiny rozumí. Forman a Godron (1993)

v klasické učebnici krajinné ekologie rozlišují podle intenzity využití pět krajinných typů: přírodní krajina, obhospodařovaná (tvořená např. pastvinami, lesy), obdělávaná (typickým znakem je její geometrizace), příměstská, městská. Zoneveld (1995) znázorňuje krajinu jako kombinaci přírody a jejího kulturního využití v plynulém přechodu od čistě přírodní po čistě kulturní. Hlavní stupně jsou zde však také rozlišeny: nenarušená příroda (v podmínkách střední Evropy jde především o lesy), extenzivní zemědělství (tradičních typů, pastevectví), intenzivní zemědělství (moderní velkovýrobní) a konečně město a jeho prostředí (včetně průmyslu, technosféry). Tomu odpovídá v této práci používané pojetí intenzity využití krajiny, kdy orná půda představuje intenzivnější způsob využití než trvalé travní porosty a lesní plochy (viz kap. 3.2). Nárůst zastoupení těchto tříd v čase (příčemž dochází k poklesu zastoupení orné půdy) je tedy označováno jako extenzifikace využití krajiny (podobně Kupková, Bičík 2016). Samostatná pozornost bude věnována jednotlivým extenzifikačním procesům- zatravňování, zalesňování a v menší míře i dalším. Z hlediska intenzity zemědělského využití krajiny, které je v práci také diskutováno, je důležité doplnit, že intenzitou zemědělství se rozumí množství vynaložené živé práce na jednotku plochy, případně množství produkce získané z jednotky plochy.

Územní exponovanost (tedy polohu vůči střediskům osídlení a dopravním tahům) považuje Kabrda (2004) mezi sociálněgeografickými charakteristikami za významnou z toho důvodu, že ji lze poměrně snadno kvantifikovat (i na detailní úrovni tzv. srovnatelných územních jednotek, SÚJ) a zároveň má nepochybnou příčinnou souvislost s využitím krajiny a jejími změnami (kap. 2.2). Vztah exponovanosti k využití krajiny tedy nemá charakter pouhé korelace, jak tomu je u některých jiných charakteristik. Řadu dalších společenských podmínek, které také využití krajiny reálně ovlivňují naopak nelze na takto detailní úrovni kvantifikovat (různé kulturní faktory v širším smyslu). Práce se tedy soustředí na hodnocení dat především o bezprostředních faktorech (dle Mathera 2002), a částečně i o faktorech přechodných (týkajících se dopravních možností a z nich odvozené dopravní exponovanosti). Na úrovni interpretace se však opírá o obsáhlou literaturu výzkumů změn využití krajiny (zejména Česka, ale i obecnější), z níž využívá poznatky související s vlivem faktorů základních.

Snah o kvantifikaci a historické srovnání vlivu lidí (vyjádřeného nejjednodušším způsobem pomocí hustoty zalidnění) na využití krajiny nalezneme v literatuře řadu. Podobnou motivaci mělo také vytvoření unikátní celosvětové geografické databáze měst, která dokonce pokrývá období od 3700 let před Kristem do roku 2000 po Kristu (Reba, Reitsma, Seto 2016). Na počátku stálo ověření často uváděné hypotézy, že města vznikala a rychleji se rozvíjela v oblastech příznivých pro zemědělství, která podle autorů dosud nebyla systematicky testována. Vzniklá databáze má však mnohem širší využití ve studiu vývoje městského osídlení (cyklů růstu a úpadku), přírodních zdrojů a příbuzných témat. Lze předpokládat, že pro tuto práci vytvořená databáze vývoje sociálněgeografické exponovanosti Česka 1845/69–2011 také může posloužit v jiných typech výzkumu, než je téma souvislosti s vývojem využití krajiny.



Kvůli velké časové náročnosti a pracnosti vytváření modelů sociálněgeografické exponovanosti Česka (které pokrývají v šesti časových horizontech celé sledované období) a následných hodnocení, bylo upuštěno od autorem původně zamýšleného srovnání s některými dalšími evropskými státy. Vzhledem k tomu že se vlastní text disertační práce zaměřuje na hodnocení celého území Česka, vhodně jej doplňuje a rozšiřuje sedm příložených publikovaných studií, z nichž velká část se týká extenzifikačních procesů ve využití krajiny, ale i dalších témat souvisejících s úbytkem/ztrátami orné a zemědělské půdy. Do jisté míry se dají považovat za případové studie doplňující tuto práci. V knize Bičík a kol. (2015) se autor disertace podílel na kapitolách 4 a 5, což je kapitola metodická. Z důvodu rozšíření „Databáze dlouhodobých změn využití ploch Česka (1845–2010)“ (Bičík a kol. 2013) o nové časové horizonty bylo nutné aktualizovat metodiku. Na doplnění databáze o rok 2010 a její finalizaci se autor také podílel.

#### *Cíle práce, výzkumné otázky a hypotézy*

- Hlavním cílem práce je zhodnocení vlivu vybraných přírodních a společenských podmínek na dlouhodobé extenzifikační procesy a celkovou intenzitu využití krajiny v Česku (v kontextu ztrát zemědělské a orné půdy).
- Dalším důležitým cílem, který s prvním úzce souvisí, je vytvoření modelů sociálněgeografické exponovanosti území Česka (na úrovni katastrálních území, resp. SÚJ), které budou srovnatelné s daty o využití krajiny v časových horizontech 1845, 1896, 1948, 1990 a 2010.
- Pomocí vytvořených modelů bude možné ukázat na českém příkladu platnost Thünenovy teorie intenzity a Marxovy teorie diferenciální renty (přesněji diferenciální renty I, tj. kvality přírodních podmínek a polohy vůči centrům osídlení; kap. 2.2) v různých obdobích.
- Jakýmsi „vedlejším produktem“ tvorby geograficky explicitního modelu vývoje sociálněgeografické exponovanosti pak bude ověření obecných poznatků o dlouhodobém vývoji systému osídlení: o průběhu koncentračních procesů a o postupném utváření dynamické a následně organické územní struktury sociálněgeografického systému (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987).
- Spíše metodickým cílem práce je zjistit rozsah neshod katastrální evidence (jako hlavního zdroje této práce o využití krajiny) s dalšími datovými zdroji dostupnými v období po roce 1989 a také vysvětlit příčiny těchto rozdílů.

Cíle práce se odrážejí v následujících výzkumných otázkách a hypotézách. Jak se proměňovala sociálněgeografická exponovanost území Česka a její územní vzorec v 19. až 21. století? Jaký byl její vliv na využití krajiny ve srovnání s jinými faktory-přírodními? Jak se síla vlivu těchto faktorů měnila v čase a proč?

Podle teorie diferenciální renty lze předpokládat, že intenzita využití krajiny bude vysoká v oblastech s příznivými přírodními podmínkami a vysokou sociálněgeografickou exponovaností a bude klesat se zhoršováním/snižováním těchto podmínek. Také na základě Thünenovy teorie intenzity lze očekávat vyšší intenzitu využití v exponovaných oblastech. Otázkou však je, jak se bude v čase měnit vliv přírodní a sociálněgeografické složky a jejich vzájemný poměr (v rámci diferenciální renty I), což ještě v předcházejících pracích na podrobné úrovni SÚJ vyhodnoceno nebylo.

Další související otázkou je vývoj vlivu hustoty zalidnění (jako jakési lokální exponovanosti území) na intenzitu využití krajiny. Také na základě výzkumů proměn sociálního metabolismu lze na počátku sledovaného období při způsobu obživy většiny obyvatel víceméně samozásobitelským typem zemědělství a při relativní uzavřenosti lokálních energetických a materiálových toků očekávat významný vliv hustoty zalidnění na využití krajiny. Tento vliv ale bude časem klesat kvůli přesunu lidí do měst a jiných ekonomických sektorů a celkovým přerodem „zemědělské společnosti“ ve „společnost průmyslovou“ (Grešlová a kol. 2015; Krausmann 2001; Krausmann, Schandl, Siefertle 2008; Kušková, Gingrich, Krausmann 2008).

## 2. Diskuse s literaturou a teoretická východiska

### 2.1 Vztah člověka k přírodě (k přírodnímu prostředí)

Tato práce je ryze geografická v tom smyslu, že jejím tématem jsou vztahy mezi sociálními systémy a přírodním prostředím (lidmi dlouhodobě přeměňovaným). Využití krajiny a jeho dlouhodobý vývoj totiž slouží jako *zrcadlo* vztahů lidí (společnosti) k jejich prostředí (také označováno jako vztah člověka k přírodě), v němž se odráží výsledek vzájemné interakce (Kabrda 2008). Podnětné postřehy k úvaze nad charakterem těchto proměňujících se vzájemných (tedy obousměrných) vztahů v českém kontextu podávají Sádlo a kol. (2008). Jinou metaforou vystihující lépe časovou dimenzi tohoto „odrážení“ je pojetí krajiny a jejího využití jako *palimpsestu*, tedy pergamenu, v němž jsou postupně některé části vymazávány a přepisovány – krajina má tedy paměť (viz Schama 2007) – některé její složky jsou stabilnější a přetrvávají dlouhou dobu, zatímco jiné výrazně proměnlivé (např. Lieskovský, Bürgi 2018). Význam historické perspektivy při studiu krajiny zdůrazňují také Bürgi, Hersperger, Schneeberger (2004).

V literatuře nalezneme několik způsobů základního rozlišení kvalitativních proměn vztahu lidí (společnosti) k přírodnímu prostředí v jednotlivých obdobích/fázích. Hampl (1998) rozlišil tři základní fáze vývoje společnosti a jejího vztahu k přírodnímu prostředí. Pro preindustriální fázi je typická výrazně převažující zaměstnanost v primárním sektoru (zemědělství, lesnictví, těžba). Přírodní podmínky z významné části určovaly (determinovaly) rozmístění obyvatelstva, které se navíc vyznačovalo nízkou prostorovou i sociální mobilitou a celkově nízkou vývojovou dynamikou. Hierarchická organizace systému osídlení byla dosud málo rozvinutá. Města v něm hrála omezenou roli a obyvatelstvo tedy bylo rozmístěno poměrně rovnoměrně. Z hlediska vztahu k přírodě dominoval *adaptivní vztah* (Hampl 1998).

Během industriální fáze došlo k zásadnímu rozvoji sekundárního sektoru, který se promítl do výrazné dynamiky změn celé společnosti. Význam sociálněgeografických podmínek v rozmístění obyvatelstva se zvyšuje (na úkor podmínek přírodních, jejichž význam je částečně překonán). Začíná proces (extenzivní) urbanizace a dochází k podstatnému zvýšení prostorové i sociální mobility obyvatelstva. Polarizační tendence vedou k vyhraňování jádrových a periferních oblastí. Masivní využívání přírodních zdrojů, které se v tomto období rozvinulo, je označováno jako *konkurenční vztah* k přírodě.

Postindustriální fáze se vyznačuje převažující zaměstnaností v terciárním sektoru a intenzivním rozvojem komunikačních a informačních sítí. Také na úrovni sídelního systému dochází k integračním tendencím. Řada periferních oblastí se ekonomicky rozvíjí díky (masovému) cestovnímu ruchu. Toto období je, také díky uvědomění si

rozsahu globální ekologické krize, počátkem nárůstu zastoupení *kooperačních mechanismů* ve vztahu k přírodě (Hampl 1998).

Oproti tomu Ložek (1970) vymezuje tři etapy vývoje lidstva ve vztahu k přírodě odlišným způsobem. V první etapě (do roku 5000 před Kristem) byl člověk integrální součástí existující divoké přírody (jde téměř o celý paleolit, včetně jeho konce-mezolitu).

Během neolitu došlo k oddělení lidské společnosti (civilizace) od přírody. Lidé získávají schopnost přírodu přetvářet, dle Ložka se jedná o etapu lidské spolupráce s přírodou (nejde o její ničení). Při úpravách přírodního prostředí (ve svůj prospěch) lidé dbají na soulad s přírodními zákonitostmi. Tato etapa trvá zhruba od roku 4000 před Kristem do počátku 19. století. Zásahy do přírody se podle něj v průběhu etapy lišily pouze kvantitativně, nikoliv zásadně kvalitativně: „*Až do počátku minulého století, tj. přes celý středověk a raný novověk se technické možnosti člověka příliš neměnily, nebyl v zásadě veliký rozdíl mezi neolitickou vesnicí a vesničkou před 200 lety* (Ložek 1970, s. 78).“ Toto poněkud odvážné tvrzení Ložek zpřesňuje (zmírňuje) tím, že hovoří pouze o technických možnostech člověka zasahovat do přírody (nikoliv například o zvyšování vzdělanosti a dalších společenských změnách). Primárním způsobem proměňování prostředí bylo po celé toto období zemědělství, i když došlo ke kvantitativním změnám (např. při přechodu na trojpolní systém hospodaření) – celkově lze říci, že člověk využíval přírodu ve vynucené spolupráci s ní.

Doložena je ovšem také řada případů, kdy byl lidský zásah nevhodný (alespoň z ekonomického hlediska), např. odlesnění krasových oblastí, kde les mohl být nahrazen pouze nekvalitními pastvinami. Z přírodovědeckého pohledu se ale nejednalo o zničení prostředí, neboť zde vznikla náhradní společenstva, která přírodu celkově obohatila. Tam, kde by převládal relativně monotónní les, došlo k doplnění plochami bezlesí (louky, meze, pastviny; Ložek 1970).

Podle autora lze o denaturalizačním procesu a konzumaci krajiny hovořit až v třetí etapě, kdy teprve došlo k zásadní kvalitativní změně po předchozí dlouhé „agrární fázi“. Prudce se zvýšil počet obyvatel v souvislosti s průmyslem využívajícím fosilní zdroje energie, došlo k podstatnému rozšiřování měst a výstavbě nových komunikací. Tato etapa má počátek v 19. století (rozvoj techniky), ale intenzivněji se projevuje ve 20. století, zejména pak po 2. světové válce, kdy je již ohrožována biologická podstata lidského druhu. Tato etapa je charakterizována významným odtržením lidské společnosti od přírody, spoléháním na techniku a vytvářením víceméně umělého prostředí. V samotném závěru příspěvku Ložek (1970) volá po tom, aby se i v Československu rozvinul obor, který lze označit jako „historie krajiny“.

Vidíme tedy, že obě členění (Ložek 1970 a Hampl 1998) se liší jak v označení starších etap, tak rovněž v akcentovaném přístupu k etapě poslední. Tam je to zřejmě ovlivněno i dobou vzniku obou děl. Ložek psal svou práci po konci 60. let, kdy si lidstvo konečně uvědomilo šíři probíhající globální ekologické krize, zatímco Hampl již mohl

reflektovat obrat spojený s úsilím o udržitelnost lidských aktivit vůči přírodnímu prostředí.

Na druhé uvedené členění (Ložek 1970) v zásadě navazují (a doplňují jej dalšími zdroji) Löw, Míchal (2003). Vzhledem k této návaznosti lze příslušné komentáře z předchozích odstavců k pojetí Ložka (1970) vztáhnout i k členění Löwa, Míchala (2003). Autoři zde naznačili, jak typické výrobní techniky a hustota zalidnění „určovaly vždy nejen elementární způsoby využívání přírodních zdrojů, ale i pevné rámce pro formování lidského vztahu k přírodnímu prostředí a přírodě vůbec“ (Löw, Míchal 2003, s. 36). Od nástupu industriální fáze pak dochází ke stále rychlejším změnám těchto (poměrně pevných) rámců (tab. 1). Otázkou je, zda by nebylo vhodné agrární fázi členit podrobněji, například odlišením změn, které proběhly v raném novověku a byly předstupněm pro fázi následující.

Tab. 1 – Základní fáze proměn výrobních technologií a přírodního prostředí

<i>vývojová fáze výrobních technik (datování ve střední Evropě)</i>	<i>převažující zaměstnání</i>	<i>velmi přibližný počet obyvatel zeměkoule (různé podklady OSN) – miliard</i>	<i>schéma základního vztahu člověka k přírodě</i>	<i>převažující vývojová fáze přírodního prostředí (Buchwald 1968)</i>
předneolitická	lovec a sběrač	0,05–0,1	člověk v přírodě	přírodní krajina
agrární (od neolitu, od 5300 až 4300 př. Kr.)	zemědělec	neolitická revoluce 0,1–1,5	člověk ve vynucené kooperaci s přírodou	přírodě blízká kulturní krajina
industriální (od 18. stol.)	průmyslový dělník	průmyslová revoluce 1,5–3,0	člověk proti přírodě	přírodě vzdálená kulturní krajina se zbytky přírodě blízké kulturní krajiny, vznik megalopolitních sídelních pásů
technologická (od 2. pol. 20. stol.)	obsluha automatů	vědeckotechnická revoluce (Bernal 1939)	člověk – suverénní vládce přírody	globální ekologická krize
		revoluce trvalé udržitelnosti (Meadowsovi 1992) 3,0–6,0	civilizace včleněná dobrovolně do přírody (?)	trvale udržitelná civilizace (?)

Zdroj: převzato z Löw, Míchal (2003, s. 37)

Rostoucí řádovostní úroveň (od lokální přes regionální po globální) lidmi způsobených změn ekosystémů ve třech základních typech společností (lovecko-sběračské,

zemědělské a průmyslové) v kontextu sociálního metabolismu, konkrétně metodologického rámce MEFA (*material and energy flow accounting*) diskutovali Haberl a kol. (2004). Tato disertační práce je zaměřena na poslední dvě vývojové fáze (podle tab. 1), tedy od společenského přechodu mezi zemědělskou a industriální fází v období průmyslové revoluce až do současnosti. Proměny vazeb mezi energií, půdou a prací během tzv. socio-ekologického přechodu rozčlenili Krausmann, Schandl, Sieferle (2008) do tří režimů: zemědělského (výchozí stav s lokálními toky energie, kromě sluneční energie umožňující fotosyntézu), dále fáze industrializace založené na využití uhlí (kdy se místo „živé“ biomasy stal základním energetickým zdrojem „podzemní les“; Sieferle 2001), a konečně vyspělého průmyslového režimu (technologie založené na ropě a elektřině, které umožnily masovou výrobu a spotřebu). Širší kontext vztahu mezi sociálním metabolismem a využitím krajiny diskutovali Haberl, Batterbury, Moran (2001).

Podrobnější členění období od počátku 19. století na tzv. režimy obhospodařování půdy (*land-management regimes*) zpracovali Jepsen a kol. (2015), zkoumáno bylo především zemědělské využití krajiny. Režimy obhospodařování jsou spojené s typickými hybnými silami pro dané období. Tabulku 1 lze s těmito režimy propojit: agrární fázi odpovídá *éra rolnictví*, industriální fázi režimy *inovací a práv* a *intenzifikace*, technologické fázi (vědeckotechnické revoluci) režimy *industrializace* a *kolektivizace* (ve střední a východní Evropě). Od 90. let 20. století, a ještě výrazněji od počátku 21. století, převládá u většiny sledovaných evropských států režim *environmentálního povědomí* (*zájmu o životní prostředí*), který lze spojit s výše zmíněnou „revolucí trvalé udržitelnosti“. Pouze u několika států se setkáme s režimem *de-intenzifikace* a *komercializace* (Jepsen a kol. 2015).

Všem výše uvedeným členěním je společné, že zásadní mezník v nich představuje proces, který je často označován jako průmyslová revoluce. Hlavačka a kol. (2016) diskutují (zejména v 4. kapitole, která se zabývá proměnou hospodářství od tradiční výroby k industriální) teorie modernizace a kriticky hodnotí rozšířené používání až nadužívání pojmu revoluce pro významnější změny (revoluce agrární, demografická, komunikační, sídelní, ...), které označují za dobově a ideologicky podmíněné. V této souvislosti citují díla Purše (1971, 1973), který pro ně použil pojem *komplexní revoluce moderní doby*. S věcným pojetím společenských změn, které jsou zde představeny jako „vnitřně provázaný konglomerát dílčích revolucí“ (Hlavačka a kol. 2016, s. 281), však souhlasí. To je podstatné, neboť v této práci nebude věnována pozornost analýze diskurzu a hledání rozdílů mezi „zásadní kvalitativní změnou“ a „revolucí“. Od obecnější diskuse literatury, která hodnotí proměny celkového charakteru vztahu lidí k jejich (přírodnímu) prostředí se nyní přesuneme ke konkrétněji zaměřené problematice teorií (a z nich vycházejících modelů) využití krajiny a jeho změn. Důraz bude vzhledem k tématu práce kladen na intenzitu využití.

## 2.2 Teorie vysvětlující intenzitu využití krajiny

V současné době existuje velké množství článků, které se zabývají hodnocením a modelováním krajinných změn (srov. rostoucí počet článků o využití krajiny obecně, Aspinall 2008). Některé z nich, které se zaměřují na extenzifikační procesy v krajině a s tím související úbytek/ztráty půdy autor diskutoval dříve (viz Janoušek 2018). Přestože článků na dané téma a v nich použitých modelů je opravdu mnoho, řada z nich využívá relativně omezený počet teoretických rámců, které se pak promítají i do sady vysvětlujících faktorů. Teoretická východiska modelů využití krajiny lze rozdělit do několika okruhů („teoretizačních tradic“: urbánní a regionální ekonomie, sociologie, politická ekonomie, teorie interakcí příroda – společnost, které jsou založené buď na přírodních, sociálních, nebo humanitních vědách), jejichž klasifikaci a charakteristiku zpracovala Briassoulis (2000). V následující části bude podrobněji představeno několik klíčových teorií a konceptů, které jsou významné z hlediska této práce.

### *Teorie intenzity a zemědělských zón*

Významným a průkopnickým dílem v rámci ekonomické geografie, které se zabývá faktory ovlivňujícími rozmístění různých typů využití krajiny, je kniha *Der isolierte Staat* (Izolovaný stát) německého ekonomy a statkáře Johanna Heinricha von Thüнена, vydaná roku 1826 (viz Thünen 1990). Jeho práce byla ovlivněna klasickou ekonomikou a jejími předními představiteli (Smith, Ricardo), a také obsahuje několik zjednodušujících ideálních předpokladů (např. o shodné úrodnosti půdy v celém území). Zatímco Ricardo (1973) se soustředil na rozdíly v přirozené úrodnosti půdy a jejich ekonomické důsledky, základní Thünenova teze zní, že geografická poloha je nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím strukturu a intenzitu využití krajiny – se zaměřením na primární sektor a zejména zemědělství, které hrálo v době vzniku díla dominantní ekonomickou roli.

Pozornost je věnována především dvěma klíčovými veličinám, pozemkové rentě (zisk z hektaru půdy) a intenzitě výroby (množství práce vynaložené na hektar). Dílo obsahuje dvě související teorie, teorii zemědělských zón (či zón plodin) a teorii intenzity. Podle teorie intenzity klesá pozemková renta (zisk) s rostoucí vzdáleností od střediskového sídla se zemědělským trhem kvůli rostoucím nákladům na dopravu. Proto klesá se vzdáleností od střediska také intenzita hospodaření (tedy množství vynaložené práce), aby se tak díky nižším vstupním nákladům kompenzovala vyšší cena dopravy.

Bičík a kol. (2015) teorii intenzity považují za obecnější a tedy i přínosnější pro současnost, oproti druhé a známější teorii zemědělských zón (či teorii zón zemědělských plodin), schematicky vyjadřované pomocí koncentrických prstenců. Její větší konkrétnost spočívá v tom, že klesající pozemková renta (s rostoucí vzdáleností od střediska) určuje kromě intenzity hospodaření také strukturu pěstovaných plodin a chovaných zvířat. V této konkrétnosti se více odrážejí realie počátku 19. století,

zejména pomalost, nízká kapacita a vysoká cena tehdejší dopravy (využívající z velké části zvířecích potahů).

Proto se také podle této teorie v blízkém zázemí města koncentruje nejen výroba zemědělských produktů podléhajících rychlé zkáze (např. mléko, ovoce a zelenina), ale bezprostředně za touto první zónou se nachází lesní pás, jako zdroj palivového a stavebního dřeva, které z výše uvedených důvodů nebylo možné dopravovat na větší vzdálenosti. Výjimkou bylo použití říční dopravy<sup>1</sup>, která je také zahrnuta v jedné z variant modelu „izolovaného státu“ (nikoli však v té nejjednodušší, základní). Dále od střediska již navazují zemědělské prstence, v nichž intenzita hospodaření postupně klesá v souladu s prve uvedenou teorií: střídavé zemědělství, dále střídavé zemědělství s úhory a pastvinami, trojpolní systém a nejdále pastevectví. Poté následuje poslední zóna divočiny (lesů), kde se kvůli dopravním nákladům nevyplatí žádný typ zemědělství.

Na Thünenův model se odkazují i současné práce, když jej diskutují např. v kontextu „nové ekonomické geografie“ (role aktérů, neformálních sítí atd.; viz Garrett, Lambin, Naylor 2013). Aplikovatelnost Thünenovy teorie a dalších zonálních (ale i jiných) teorií a z nich vycházejících modelů hodnotila na příkladu změn využití krajiny v Praze a jejím blízkém okolí Kupková (2003).

### *Teorie diferenciální renty*

Jiný známý ekonom a filosof 19. století, Karl Marx, přispěl ke studiu pozemkové renty novým pojetím „diferenciální pozemkové renty“ (viz Marx 1967), což je mimořádný zisk z pozemku, který rozčlenil do dvou typů. Diferenciální renta (dále DR) I je rozdíl zisku z pozemku s vyšší přirozenou úrodností nebo lepší geografickou polohou (vůči trhu) ve srovnání s jiným pozemkem (jinak stejných vlastností). DR I má významné důsledky pro regionalizaci zemědělství (což je také v souladu s Thünenovou teorií, která se zaměřuje na polohovou složku DR I). DR II je mimořádný zisk získaný pomocí efektivně vkládaného kapitálu (do různých technologických opatření zvyšujících výnos: hnojiva, šlechtění nových odrůd, mechanizace, meliorace, zavlažování apod.; také označováno jako intenzifikace) ve srovnání s pozemkem stejné přirozené úrodnosti i polohy vůči trhu, avšak bez těchto dodatečných investic (tedy s odlišnou tzv. ekonomickou úrodností půdy). V rámci české geografie na uvedené pojetí diferenciální renty navázal především Jeleček (např. 1985, 1995).

DR II ještě posílila význam geografické polohy, obsažené v DR I, a podpořila vznik dopravních spojení mezi místy zemědělské produkce a potravinářského průmyslu (Bičík a kol. 2015). Zásadní rozvoj místních železnic a také specializovaných zemědělských úzkorozchodných drah na konci 19. století vedl jak k propojení míst produkce cukrové řepy s cukrovarů, tak míst produkce brambor s lihovary a škrobárnami – týkal se tedy

---

<sup>1</sup> Například vorová plavba s mnohasetletou tradicí byla provozována na středním toku Vltavy asi do roku 1950, na horním toku až do roku 1958 (HÚ ČSAV, ÚSGK 1965).



úrodnějších i méně úrodných oblastí (podrobněji Bičík a kol. 2015). Nárůst vlivu DR I se projevil i během transformace českého zemědělství po roce 1989, zejména od druhé fáze této transformace počínající rokem 1995, kdy se již vytvářel nový agrokomplex a došlo k regionální diferenciaci zaměření zemědělských podniků (Bičík, Jančák 2005).

Tato práce, která se zabývá dlouhým obdobím od 19. století až do současnosti, umožní zhodnotit, jak se vztah intenzity zemědělství (a obecněji využití krajiny) se sídelní a dopravní exponovaností postupně vyvíjel.

### *Teorie rozšiřování měst*

Kupková (2003) při hodnocení změn využití krajiny v Praze a jejím sousedství diskutovala také novější teorii rozšiřování měst (*urban expansion theory*). Podle ní ovlivňují využití okolí měst tyto tři faktory: (a) velkovýrobní zemědělství využívající moderní dopravu, (b) celostátní či celosvětový trh, (c) konkurence různých typů zemědělského využití půdy a zejména rostoucí konkurence jejího nezemědělského využití (Sinclair 1967).

Městské typy využití poskytují mnohem vyšší pozemkovou rentu, tyto pozemky tedy mají výrazně vyšší cenu (hodnotu) a nahrazují během procesu rozšiřování města původní zemědělské typy využití. Intenzita zemědělství je nepřímo úměrná míře očekávaného rozšíření městské zástavby. Nejvyšší pravděpodobnost rozšíření zástavby je obecně v bezprostředním sousedství té existující, proto se zde vlastníkům nevyplatí investovat kapitál do intenzifikačních opatření (která byla uvedena výše u DR II). Výsledek je tedy opačný než v případě Thünenova modelu, intenzita zemědělství (díky investicím) roste s rostoucí vzdáleností od města, tedy s klesající pravděpodobností, že bude tato půda v blízké budoucnosti zastavěna. Za první zónou městského zemědělství následuje zóna dočasně nevyužívané půdy nebo využívané jen k pastvě. Po dalších dvou zónách s rostoucí intenzitou zemědělství se pak nachází poslední zóna specializovaného hospodaření, nejnáročnějšího na investice.

Z hlediska zaměření disertační práce na extenzifikační procesy jsou nejzajímavější zóny uvnitř a v nejbližším okolí měst, kde by se měla dle této teorie nejčastěji nacházet málo využívaná či zcela opuštěná půda, po jistém čase pak „nová divočina“ vzniklá přirozenou sukcesí (Grádinaru a kol. 2015, Lipský 2010). Otázkou je, jak očekávaný výsledek ovlivní fakt, že je více než 74 % půdy v Česku pronajímáno (MZe 2018), takže uživatelé (nájemci) většinou nejsou příliš ochotni investovat do dlouhodobějších opatření na půdě, kde již za několik let hospodařit nemusejí.

Teorie také zřejmě předpokládá stejnou úrodnost pozemků v celém území (obdobně jako teorie Thünenova). Data za Česko (srov. tab. 8), ale i celosvětová (Reba, Reitsma, Seto 2016) však ukazují, že městská střediska vznikala a úspěšněji se rozvíjela v místech s úrodnější půdou, která sloužila k produkci plodin pro městskou populaci. Města jsou tak zpravidla obklopena velmi kvalitní půdou, což činí problém neřízeného (či špatně, neefektivně řízeného) rozšiřování měst (*urban sprawl*) mnohem závažnějším.

Tento fakt hraje ve prospěch Thünenovy teorie, neboť pozemky s lepší polohou vůči zemědělskému trhu jsou zároveň často relativně úrodnější, o naopak v neprospěch teorie Sinclairovy.

### 2.3 Přístupy k modelování změn využití krajiny

Kromě výše uvedených teorií bude diskutováno i několik relativně novějších konceptů používaných při studiu vazeb mezi hybnými silami, aktéry a krajinnou změnou. Pro nový vědecký obor o změně krajiny (a různé modelovací přístupy) měla velký význam teorie komplexity (Cilliers 1998, Luhmann 1985), kterou zmiňují Lambin, Geist, Rindfuss (2006) – slouží jim jako příklad jedné z teorií uplatňovaných v tomto oboru, který byl někdy neprávem označován jako ateoretický. V rámci výzkumu změn krajiny se komplexitou modelů vazeb mezi společností a přírodou (příp. člověkem a prostředím) zabývali např. Parker, Hessel, Davis (2008), kteří diskutovali tři používané přístupy. První typ modelu zkoumá pouze jednosměrnou vazbu – jak vybrané přírodní faktory ovlivňují změnu využití krajiny. Druhý typ zahrnuje kromě této jednosměrné vazby ještě další, která vyjadřuje důsledek změny využití krajiny na přírodní podmínky (biofyzikální efekt změny využití). Třetí typ místo jednosměrných vazeb obsahuje uzavřenou smyčku zpětné vazby mezi přírodními a společenskými systémy (tzv. přístup biokomplexity).

Aplikace modelovacích přístupů jsou v geografickém výzkumu změn využití krajiny značně rozšířené a existuje k nim rozsáhlá literatura. Obširný teoreticko-metodologický přehled v kontextu environmentálního modelování podávají Wainwright, Mulligan (2004), v rámci environmentální geografie pak Castree a kol. (2009). V obou těchto knihách jsou samostatné kapitoly věnované modelování využití krajiny a další, které se zabývají blízkými souvisejícími tématy (např. komplexitě, modelování lidského rozhodování apod.). Výhradně modelování změn využití krajiny se věnují např. Koomen a kol. (2007), tato kniha má však charakter sborníku, na rozdíl od systematicky pojatých dvou výše uvedených. Jsou k dispozici také knihy zaměřené na území Česka, které využívají při hodnocení vývoje krajiny různých modelovacích přístupů (např. Anděl a kol. 2010; Dostál, Langhammer 2007).

Perry (2009) rozděluje modelovací přístupy do čtyř typů: konceptuální (budou diskutovány níže; viz Hersperger a kol. 2010), analytické (matematické), empirické (statistické – ty budou v této práci využity nejvíce) a simulační (též mechanické, založené na procesech). Tyto modelovací přístupy se vzájemně doplňují, protože leží v odlišných částech pomyslného trojúhelníku, jeho vrcholy tvoří *přesnost*, *obecnost* a *realističnost* (Guisan, Zimmerman 2000). Další základní rozdělení přístupů je na modelování „shora dolů“ (*top-down*), při kterém se používají agregované proměnné a hledají vztahy na úrovni celého systému (zakotvené v určitých obecnějších konceptech a teoriích), a modelování „zdola nahoru“ (*bottom-up*), což jsou modely založené na jednání jednotlivých aktérů, kteří vzájemnou interakcí vytvářejí struktury na úrovni

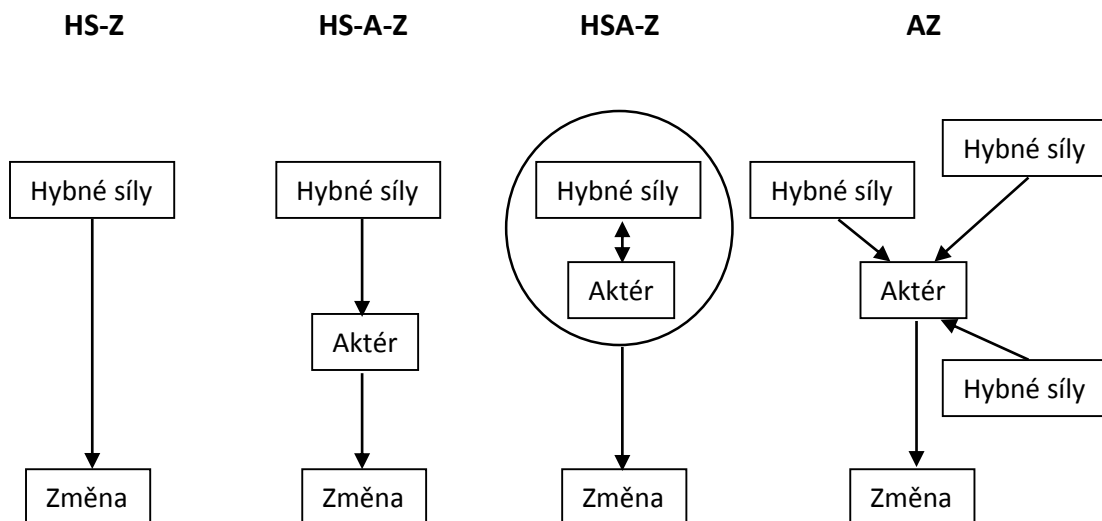
celého systému (Grimm 1999). Kombinaci *top-down* i *bottom-up* principu využili např. Verburg, Overmars (2009) k vytvoření modelu budoucího opouštění půdy v Evropě. Postup použitý v této práci spadá do první uvedené skupiny.

### *Hybné síly změn využití krajiny*

Vazby mezi společností a přírodou jsou často hodnoceny pomocí konceptu hybných sil. Tento koncept a jeho tři podstatné dimenze (časovou, prostorovou, institucionální) v rámci výzkumu využití krajiny diskutovali např. Bürgi, Hersperger, Schneeberger (2004). Hybnými silami rozumí příčiny vedoucí k pozorovaným změnám krajiny. Brandt, Primdahl, Reenberg (1999) rozlišují pět hlavních typů hybných sil: socioekonomické, politické, technologické, přírodní a kulturní. Obsáhlý přehled 73 hybných sil (na příkladu ze střední Evropy) včetně jejich klasifikace na různých řádovostních úrovních podali Hersperger, Bürgi (2009).

Řada modelů také explicitně obsahuje roli aktérů krajinných změn. Různé konceptuální modely zahrnující vztahy mezi hybnými silami, aktéry a krajinnými změnami diskutují Herspergera a kol. (2010). Modely jsou označeny podle typických prvků a jejich propojení, ve schématu jsou pro jednoduchost šipkou označeny pouze hlavní směry vlivu (obr. 1).

Obr. 1 – Konceptuální modely propojující změnu využití krajiny (Z) s hybnými silami (HS) a aktéry (A) ve výzkumech změn využití krajiny



Zdroj: převzato a upraveno podle Hersperger a kol. (2010)

Uvedený článek kritizovali van Noordwijk a kol. (2011) kvůli tomu, že konceptuální modely neobsahují zpětné vazby. Podle autorů původního článku však zpětné vazby

nemají být explicitní součástí konceptuálních modelů. Ty mají sloužit ve výzkumu jako vodítko k volbě odpovídající metodiky (bez nadbytečné komplexity)<sup>2</sup>. Zpětné vazby představují odlišnou dimenzi systémů změny krajiny (*land-change systems*; Hersperger a kol. 2011). Uvedené konceptuální modely (Hersperger a kol. 2010) později propojili Kizos a kol. (2018) s konkrétními výzkumnými cíli a měřítkovými úrovněmi hodnocení. Ukazují také použití tohoto přístupu na konkrétní případové studii. Mimo jiné potvrzují, že pro zkoumání vzdálenější minulosti než několik desetiletí je nejvhodnějším modelem HS–Z (hybné síly – změna)<sup>3</sup>. Další aspekty těchto vztahů, včetně dilematu mezi strukturou a aktérem, diskutují Bičík a kol. (2015).

Jiné užitečné koncepty zahrnující hybné síly změn využití krajiny již probral podrobněji např. Kabrda (2008). Jedná se především o koncept DPSIR (EEA 1999) a víceúrovňové explanační schéma. Model DPSIR (*Driving forces, Pressures, States, Impacts, Responses* – tedy hybné síly, tlaky, stav, dopady, odpovědi) obsahuje kromě už zmíněných hybných sil způsobujících změnu stavu také další části tvořící uzavřený cyklus (společenské odpovědi mohou směřovat k jakékoli z dříve uvedených položek modelu). Předtím byl model v jednodušší verzi (obsahující pouze tlaky, stav a odpovědi) používán Organizací pro ekonomickou spolupráci a rozvoj (OECD 1993).

Konceptem rozlišujícím „hloubku“ vztahů mezi různými faktory a změnou využití krajiny je víceúrovňové explanační schéma (Mather 2002). Bezprostřední (*proximate*) faktory jsou kvantifikovatelné a mají přímou souvislost se změnami využití krajiny (např. přírodní podmínky, vývoj počtu obyvatel). Důležité je, že jejich význam je relativní – způsob a rozsah uplatnění těchto faktorů závisí na faktorech dvou hlubších úrovní. Přechnodné (*intermediate*) faktory zahrnují ekonomiku a technologie (tzv. mód produkce), které jsou závislé na faktorech základních (*underlying*), mezi něž patří kulturní charakteristiky v širším smyslu (instituce, politika, etika, víra).

---

<sup>2</sup> K tomu je vhodné doplnit upozornění, že mnohé „*box and arrow frameworks*“ sice poskytují teoretické vedení (orientaci v různých problémech), ale samy o sobě nejsou teoriemi (Lambin, Geist, Rindfuss 2006).

<sup>3</sup> Podobně Kolečka (2007) zdůraznil význam motivací jednotlivých aktérů při studiu krajinných změn. Poskytují mnoho dalších informací, které jinak nelze získat. Tyto motivace ale nelze na úrovni celého státu a ve velmi dlouhém časovém horizontu sledovat (tedy ani v této práci).

### 3. Metodika

Tato práce nesleduje a nehodnotí veškeré změny v krajině, ale zaměřuje se na procesy, které jsou spojeny s extenzifikací zemědělského využití krajiny a také s úbytkem zemědělské či orné půdy. Za extenzifikaci využití orné půdy (bez jejího úbytku) lze považovat ponechání orné půdy ladem (úhor), vznik dočasných travních porostů na orné půdě a případně také převod orné půdy do režimu ekologického zemědělství (neboť hospodaření je méně intenzivní, šetrnější k půdě a životnímu prostředí, ovšem za cenu nižších výnosů – které jsou z krátkodobého ekonomického hlediska pro konvenční zemědělství rozhodující).

Úbytkem orné půdy, ale nikoliv zemědělské půdy, je její zatravnění, tedy přeměna na trvalé travní porosty (louky či pastviny). Orná půda může ubývat i přeměnou na trvalé kultury (vinice, chmelnice, sady), v tomto případě však jde naopak o intenzifikaci zemědělského využití. Konečně úbytek zemědělské půdy představuje její zalesnění, zástavba (včetně dopravních staveb) a v jisté menší míře také přeměna na vodní plochy (výstavba přehrad, obnova rybníků). Z procesů vedoucích k úbytku zemědělské půdy bude detailněji hodnoceno zalesňování, jako zásadní extenzifikační proces. Necháme-li stranou plošně málo významné přeměny na vodní plochy, jde u zbývajících změn z hlediska lidské společnosti ke zvýšení intenzity využití krajiny (především různými typy zástavby), až po její devastaci (např. těžební činnosti).

Tématem práce je tedy studium vztahů mezi intenzitou využití krajiny a přírodními i společenskými faktory/podmínkami. Ze společenských podmínek je věnována pozornost především sociálněgeografické exponovanosti území, která se z nich ukazuje být pro utváření prostorového vzorce využití krajiny nejvýznamnější (Kabrda 2003, Bičík a kol. 2010). Modelovací přístup je využit právě ke konstrukci ukazatele exponovanosti území ke všem zkoumaným časovým horizontům od poloviny 19. století téměř do současnosti. Dále se jedná o statistické hodnocení vlivu přírodních a společenských podmínek na využití krajiny pomocí regresních modelů- vícenásobné lineární regrese (tedy obecného regresního modelu) a geograficky vážené regrese. Z hlediska víceúrovňového explanačního schématu (Mather 2002) se jedná o zkoumání na úrovni kvantifikovatelných bezprostředních faktorů. Úrovním základních a přechodných faktorů se věnovala řada předcházejících prací využívajících databázi LUCC Czechia (např. Bičík, Jeleček, Štěpánek 2001; Bičík, Jeleček 2009 aj.).

Kapitola dále představí použitá data a metody studia vývoje *využití krajiny*. Využití krajiny (v české literatuře též využití ploch, půdy, země; anglicky *land use*) „se týká výsledků a/nebo užitků získaných využíváním země, stejně jako lidských úkonů (aktivit) při nakládání s půdou, jež tyto výsledky a zisky přináší (definice FAO 1997, překlad Bičík a kol. 2010).“ Pro odlišení je vhodné uvést definici příbuzného pojmu, krajinného pokryvu (též krajinný kryt; *land cover*). Je to „pozorovaný biofyzikální povrch zemského povrchu“ (FAO 1997). V prvním případě se jedná o členění krajiny podle funkce – způsobu, kterým je lidmi/společností využívána (jedná se tedy

o antropocentrický přístup); ve druhém případě jde o fyzikální charakter zemského povrchu. Například do lesních ploch (dle využití krajiny) jsou zahrnuty nejen stromy ale také paseky, jejichž vegetace (a tedy třída krajinného pokryvu) je značně odlišná (pro podrobnou diskusi obou pojmů viz Bičík a kol. 2010).

Vzhledem k několika různým překladům pojmu *land use* bude ještě krátce zdůvodněno, proč je zde používán překlad využití krajiny. Krajina není prázdným listem papíru, nepopsanou plochou (*tabula rasa*), ale spíše mnohokrát přepisovaným pergamenem (*palimpsestem*) tvořeným mnohazměrnými prvky s vlastní historií a hodnotou. Jako vhodnější se autorovi jeví hovořit místo o zjednodušené reprezentaci krajinných složek v mapě (čemuž odpovídá výraz *využití ploch*) raději přímo o těchto krajinných složkách, tedy o *využití krajiny*. Zároveň tím dochází k jednotnému překladu v anglicky psané odborné literatuře běžně užívaných pojmů *land cover*, *land use* jako krajinný pokryv a využití krajiny. I proto byla dána přednost výrazu „využití krajiny“ před „využitím ploch“ a dalšími překlady<sup>4</sup>.

### 3.1 Datové zdroje o využití krajiny a krajinném pokryvu

#### *Databáze dlouhodobých změn využití ploch Česka 1845–2010*

Hlavním datovým zdrojem použitým v této práci je „Databáze dlouhodobých změn využití ploch Česka 1845–2010“ (Bičík a kol. 2013). Bude zde označována také kratším způsobem jako *databáze LUCC Czechia* podle názvu výzkumného centra/týmu Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, v němž během několika navazujících projektů vznikala. Autor této práce se podílel na přidání časového horizontu 2010 a finalizaci databáze.

Databáze (včetně jejích dřívějších verzí) byla použita v řadě odborných článků (např. Bičík, Jeleček, Štěpánek 2001; Bičík, Jeleček 2009), v monografiích (Bičík a kol. 2010, 2015), kde je mimo jiné podrobně představena metodika tvorby této databáze, i ve významných atlasových dílech: Atlasu krajiny ČR (Hrnčiarová, Mackovčín, Zvara 2009), Akademickém atlasu českých dějin (Semotanová, Cajthaml a kol. 2014) aj. Podobných geografických databází vývoje využití krajiny existuje řada (zejména pro území vyspělých států), od lokální a státní úrovně přes kontinentální až po globální, vybrané příklady uvádějí Ramankutty a kol. (2006). Rovněž jsou k dispozici atlasy využívající historická data o využití krajiny, například Jansson (2011) nebo atlasová edice IGU-LUCC (např. Bičík a kol. 2012).

Databáze je založena na historických datech katastrální evidence a z její klasifikace vycházejí také základní třídy využití krajiny<sup>5</sup> obsažené v této databázi: orná půda, trvalé kultury, trvalé travní porosty (před rokem 2000 samostatně louky a pastviny), lesní

<sup>4</sup> Používaná označení jednotlivých tříd využití krajiny však byla ponechána beze změny (viz níže), tedy stejná jako v knize Bičíka a kol. (2010) a v řadě dalších publikací.

<sup>5</sup> Podle současné terminologie katastru nemovitostí se jedná o „druh pozemku“.

plochy, vodní plochy, zastavěné plochy a ostatní plochy. Sumární (souhrnné) třídy tvoří zemědělská půda (tj. orná půda, trvalé kultury a trvalé travní porosty), lesní plochy a jiné plochy (vodní, zastavěné a ostatní plochy). Údaje o rozloze těchto tříd v 8 832 tzv. srovnatelných územních jednotkách (SÚJ; jejich průměrná celková rozloha činí 8,9 km<sup>2</sup>) jsou dostupné k časovým horizontům 1845, 1896, 1948, 1990, 2000 a 2010. V roce 1896 jsou však k dispozici pouze údaje o rozloze vodních, zastavěných a ostatních ploch dohromady (celkem jsou označovány jako „jiné plochy“). Data k roku 2000 vzhledem k relativně malé odlišnosti od roku 2010 nejsou v disertační práci použita. Kvůli kombinaci s daty o vývoji obyvatelstva (ČSÚ 2015) se také mírně snížil celkový počet SÚJ na 8 826 (viz níže).

SÚJ vznikly slučováním zhruba 13 000 katastrálních území tak, aby se celková rozloha výsledné jednotky co nejméně lišila v čase – vymezení řady katastrálních území se totiž v hodnoceném období 165 let výrazně měnilo. Odchylka celkové rozlohy SÚJ v jednotlivých časových horizontech (1845, 1948, 2000) by měla být do 1 % vůči referenčnímu roku 1990. U později přidaných horizontů 1896 a 2010 byla zvolena mírnější hranice 2% odchylky vůči roků 1845 a 1990 (resp. vůči roků 1990 a 2000), zejména z toho důvodu, aby výsledné SÚJ nebyly příliš rozsáhlé – čímž by se kvůli narůstající vnitřní heterogenitě snižovala jejich vypovídací schopnost. Uvedená pravidla nebylo možné dodržet vždy, například ve vojenských prostorech i jinde, kde došlo k radikální proměně či dokonce zániku sídelní struktury – a následně i katastrálních hranic.

Jedním z cílů práce je hodnocení vlivu sociálněgeografické exponovanosti (založené z významné části na datech ČSÚ (2015, dle územního členění k 1. 1. 2016) na využití krajiny (dle databáze LUCC Czechia), proto je třeba zajistit územní srovnatelnost dat z obou zdrojů. SÚJ, jejichž vymezení se výrazněji odlišuje dle databáze LUCC Czechia a dle katastrálních území k 1. 1. 2016 (ArcČR 500, verze 3.3) o více než 2 % celkové rozlohy, byly zkontrolovány, zda se v rozdílně vymezené části nenachází nějaká obydlená lokalita (podle aktuálního ortofota, ČÚZK 2018). V naprosté většině případů se v těchto částech nacházela pole, les či travní porosty. Obydlené lokality byly nalezeny jen v několika případech, příslušné SÚJ pak byly sloučeny, aby byla zajištěna co nejlepší srovnatelnost dat z obou zdrojů; výsledný počet SÚJ je 8 826. Jedná se o pět případů, tedy změn oproti verzi databáze použité např. v Bičík a kol. (2015)<sup>6</sup>. Dále byla zohledněna změna hranic mezi obcemi Strýčice a Radošovice (okres České Budějovice).

Ze zaměření práce na ztráty orné a zemědělské půdy vyplývá důraz na tři sledované třídy využití krajiny: ornou půdu, trvalé travní porosty a lesní plochy. Tedy ty třídy, na které byla orná (resp. zemědělská) půda nejčastěji převáděna. Z hlediska využití krajiny

---

<sup>6</sup> SÚJ 661 Březí u Týna nad Vltavou a SÚJ 712 Křtěnov sloučeny s SÚJ 684 Dříteň;  
SÚJ 2617 Brambory sloučena s SÚJ 2612 Bílé Podolí;  
SÚJ 6372 Senešnice sloučena s SÚJ 4907 Nová Ves pod Pleší;  
SÚJ 5598 Potštát-Město sloučena s SÚJ 5528 Boškov;  
SÚJ 5903 Olšovice sloučena s SÚJ 5852 Hoříkovice.

se jedná o zásadní třídy, které v celém sledovaném období tvořily 84 až 95 % rozlohy Česka.

Třídě trvalých kultur (která je také řazena k zemědělské půdě) není samostatně věnována pozornost z důvodu relativně nízké výměry (nejvýše 3 % rozlohy Česka) a také kvůli tomu, že během sledovaného období došlo k zásadní proměně vnitřní struktury této třídy. Na začátku v ní dominovaly vinice, chmelnice a sady (tedy půda skutečně zemědělsky využívaná), zatímco v současnosti zaujímají výrazný podíl zahrady (rodinných domů), které již většinou k pěstování plodin neslouží (nebo jen v malé míře). Třídy „jiných ploch“, tedy zastavěné, ostatní a vodní plochy leží mimo hlavní zaměření této práce. Především ostatní plochy jsou vnitřně velmi heterogenní třídou, jejíž vývoj je obtížné interpretovat. Navíc k roku 1896 jsou k dispozici pouze o výměře jiných ploch celkem, což dále interpretaci komplikuje. Tyto další (samostatně nesledované) třídy se však projevují v rámci agregátních ukazatelů (koeficientu ekologické významnosti a indexu změny, viz níže), které jsou v práci hodnoceny.

Vzhledem k tomu, že hodnocení stavu a změn využití krajiny se týká souhrnných rozloh jednotlivých tříd za celá území SÚJ, nemůže postihnout detailní prostorové aspekty změn krajinné (mikro)struktury. Jde o statistické hodnocení zastoupení tříd využití krajiny – což je třeba brát v úvahu při interpretaci výsledků.

#### *Katastr nemovitostí a registr půdy LPIS*

Katastr nemovitostí a LPIS představují územně i časově (jsou průběžně aktualizovány) nejpodrobnější datové zdroje o (zemědělském) využití české krajiny. Katastrální evidence je založena na vlastnických vztazích k jednotlivým pozemkům. Z hlediska využití krajiny je podstatnou informací „druh pozemku“. Data katastru využívá databáze LUCC Czechia (Bičík a kol. 2013) a další zdroje použité v této práci (Kušková, Gingrich, Krausmann 2008; Sálusová 2018). Původním důvodem vzniku této evidence byl zejména výběr pozemkové daně. Evidovány jsou všechny druhy pozemků na celém území státu.

Oproti tomu registr půdy LPIS (*Land Parcel Identification System*) vznikl se vstupem Česka do EU, za účelem evidence a kontroly vyplácených dotací na základě Společné zemědělské politiky (ale jeho součástí jsou i další doplňující informace). Jedná se o evidenci pouze zemědělské půdy podle uživatelských vztahů – evidován je zemědělský subjekt, který na půdě (tzv. dílu půdního bloku) hospodář a přihlásil se o podpory. V této práci jsou použity souhrnné výměry jednotlivých kultur, které jsou každoročně zveřejňovány ve Zprávách o stavu zemědělství (MZe 2000–2016). Od roku 2015 jsou uváděny také výměry extenzivně využívané orné půdy- úhoru a travního porostu na orné půdě (ten byl evidován i dříve jako „travní porost: ostatní“, ale jeho výměra nebyla samostatně uváděna)<sup>7</sup>.

---

<sup>7</sup> Výměry obou tříd jsou ale nižší než podle dat ČSÚ (2017a, 2017b).



### *Databáze dlouhodobých změn sociálního metabolismu a využití ploch 1830–2010*

Dlouhodobý vývoj československého a českého zemědělství z hlediska sociálního metabolismu ve svých pracích zhodnotili Kušková, Gingrich, Krausmann (2008). Sestavená „Databáze dlouhodobých změn sociálního metabolismu a využití ploch 1830–2002“ poskytuje pro období 1830–1913 údaje o využití krajiny za území Čech a Moravy. Datová řada pokračuje po 1. světové válce rokem 1920, ale již se jedná o území celého Československa. Údaje pouze za Česko byly doplněny později a databáze rozšířena (Grešlová a kol. 2015). Autor však v této práci použil pro období od roku 1920 data publikovaná přímo Českým statistickým úřadem (Sálusová 2018). Databáze obsahuje údaje o využití krajiny (vybrané třídy dle katastru a také detailnější údaje o výměře vybraných plodin), o stavech hospodářských zvířat, množství sklizených plodin, produkci fosilních paliv a dále podrobné informace o energetických tocích (výrobě, domácí spotřebě, vývozu a dovozu různých typů energie).

### *Agrocenzy a strukturální šetření v zemědělství*

Agrocenzy jsou celoplošná šetření, která probíhají v zemědělských podnicích jednou za deset let (poprvé roku 1930), od roku 1950 jsou organizována FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*); mezi Agrocenzy se konají výběrová šetření (od roku 1970). V Československu byla příslušná data (k rokům 1970, 1980, 1990) získávána pouze přepracováním z jiných zdrojů. První Agrocenzus po rozpadu Československa se konal mimořádně v roce 1995 za účelem zjištění stavu po rozsáhlé transformaci zemědělských podniků (privatizaci a ještě nedokončených restitucích) – již jako samostatné, podrobné šetření. Další Agrocenzy již byly pořádány stejně jako v jiných evropských státech v letech 2000 a 2010. Strukturální šetření v zemědělství, tedy výběrová šetření, se konala v letech 2003, 2005, 2007, 2013 a 2016.

Agrocenzy zaznamenávají změny ve struktuře zemědělských podniků podle právní formy a řadu dalších ukazatelů. Podrobně transformaci zemědělství ze sociálněgeografického pohledu interpretovali Bičík, Jančák (2005). Agrocenzy také zachycují také pozitivní trend nárůstu hospodaření na vlastní půdě. Zatímco v roce 1995 podniky hospodařily z 89 % na najaté zemědělské půdě, roku 2016 to bylo ze 73 %, což má dopad i na environmentální aspekty hospodaření. Bylo zjištěno, že podniky hospodařící konvenčně (nikoli v režimu ekologického zemědělství) nakládají vhodnějším způsobem s půdou (z hlediska biochemických vlastností půdy), která jim patří (Walmsley, Sklenička 2017). Kromě řady jiných ukazatelů je zjišťována struktura zemědělsky využívané (i nevyužívané) půdy.

Při práci s Agrocenzy narazíme na jisté metodické obtíže – mezi jednotlivými Agrocenzy se totiž měnily prahové hodnoty šetřených subjektů. Otázkou tak je, nakolik jsou data mezi nimi srovnatelná. Jedná se zejména o základní kritérium výměry obhospodařované zemědělské půdy. V Agrocenzu 1995 činilo toto kritérium 3 ha,

v Agrocenzu 2000<sup>8</sup> (a v navazujících strukturálních šetřeních v zemědělství 2003, 2005 a 2007) pouze 1 ha, nakonec v Agrocenzu 2010 (a ve strukturálních šetřeních 2013 a 2016<sup>9</sup>) se zvýšilo na 5 ha. Přehled všech kritérií zachycuje příloha 1. Zemědělský subjekt byl do daného šetření zařazen, pokud splňoval alespoň jedno kritérium. Od Agrocenzu 2010 (ČSÚ 2011) se v metodikách uvádí, že prahy byly stanoveny na takové úrovni, aby se vyloučily jen nejmenší zemědělské subjekty, které tvoří celkem nejvýše 2 % této půdy (a nejvýše 2 % z celkového počtu dobytčích jednotek).

Ačkoliv odlišné prahové hodnoty mají velký vliv na celkový počet šetřených subjektů (mnoho nejmenších není zahrnuto), tak podle zjištěné celkové rozlohy půdy se rozdíl (mezi originálními daty a přepočítanými výsledky) pohybuje na úrovni cca 1 %. Z tohoto hlediska lze data Agrocenzů a Strukturálních šetření považovat za vzájemně srovnatelná. Což je důležité z toho důvodu, že přepočítané výsledky jsou k dispozici pouze za několik základních ukazatelů, zatímco u většiny ostatních je nutno pracovat s originálními daty. To se týká i jednotlivých tříd využití zemědělské půdy. Z hlediska tématu práce, tedy extenzifikačních procesů využití krajiny, totiž poskytují Agrocenzu údaje o některých třídách, které v jiných zdrojích nejsou k dispozici. Dále budou představeny datové zdroje použité při srovnání českého vývoje s jinými státy, především na evropské úrovni.

#### *Historic Land Dynamics Assessment 1900–2010 (HILDA)*

Databáze HILDA (Fuchs a kol. 2015a) obsahuje výstupy modelu historického využití krajiny/krajinného pokryvu. Jedná se o celkem o dvanáct rastů s rozlišením 1 km<sup>2</sup>, které pokrývají území Evropské unie<sup>10</sup> a Švýcarska po desetiletých intervalech v období 1900–2010. Vznikla jako součást projektu *Greenhouse gas management in European land-use systems*. Obsahuje šest tříd využití krajiny/krajinného pokryvu: orná půda (včetně trvalých kultur a agrolesnictví), travní porost (včetně přírodních pastvin, středomořské křovinné vegetace a mokřadů), les (včetně přechodových stadií křovin a lesa a školek), vodstvo (vodní plochy a toky), zástavba (sídla včetně sídelní zeleně), ostatní plochy (převážně přírodního charakteru - ledovce, území s řídkou vegetací, pláže, holá půda). Databáze a poznatky z průběhu její tvorby byly využity v několika studiích (Fuchs a kol. 2013, 2015b, 2015c).

---

<sup>8</sup> Podle Agrocenzu 2000 fyzické osoby s IČO nesplňující prahové hodnoty obhospodařovaly pouze 1 643 ha zemědělské půdy (a 1 009 ha osevních ploch).

<sup>9</sup> Metodika Strukturálního šetření v zemědělství 2016 přesně udává, že prahové hodnoty splňují aktivní zemědělské subjekty, které dohromady obhospodařují 99,13 % celkové výměry zemědělské půdy (ČSÚ 2017b). Ostatní aktivní zemědělské subjekty tedy obhospodařují přibližně 30 000 ha půdy.

<sup>10</sup> bez Chorvatska, které během tvorby této databáze ještě nebylo členem EU; databáze naopak obsahuje i vývoj na ostrově Man, který není formálně součástí EU.

### *Databáze FAOSTAT*

Dalším zdrojem dat, který umožňuje hodnotit zemědělské využití krajiny v období delším než zhruba posledních třicet let je databáze FAOSTAT (FAO 2018). Obsahuje každoroční výměry orné půdy, trvalých kultur, trvalých travních porostů a vnitrozemských vod jednotlivých států světa od roku 1961. Od roku 1990 zahrnuje také rozlohu lesů a ostatních ploch, později přibyly další třídy podrobněji členící zemědělskou půdu (zavlažovaná půda, půda v režimu ekologického zemědělství a další).

### *CORINE Land Cover*

Disertační práce je založena především na datech využití krajiny, doplňkově je však provedeno také srovnání s vybranými daty krajinného pokryvu. Významným zdrojem o vývoji evropského krajinného pokryvu od přelomu 80. a 90. let (v některých případech již 1986; projekt začal roku 1985) je databáze CORINE Land Cover (EEA 2017b). Obsahuje data o stavu krajinného pokryvu většiny evropských států v časových horizontech 1990, 2000, 2006 a 2012 a také o změnách mezi nimi (vyhodnocení např. v EEA 2017a). Minimální mapovací jednotka stavových vrstev je 25 ha, změnových vrstev 5 ha; data jsou k dispozici ve vektorové i rastrové podobě. Databáze je využívána například k hodnocení dopadů výše zmíněné Společné zemědělské politiky i dalších politik, které mají vliv na krajinu (EEA 2016), ale také k formulování scénářů budoucího vývoje (EEA 2007).

Data CORINE Land Cover jsou založena na dálkovém průzkumu Země, proto je vhodná jejich validace terénním šetřením. K tomu je využíváno dalšího zdroje, šetření LUCAS (EEA 2006), které se provádí od roku 2006 ve tříletých intervalech ve všech zemích EU (Eurostat 2016). Obsahuje údaje o krajinném pokryvu a strukturních prvcích krajiny ve více než 270 000 zájmových bodech.

## **3.2 Metody hodnocení (změn) využití krajiny**

Nejjednodušším ukazatelem je podíl rozlohy zvolené třídy využití krajiny (databáze LUCC Czechia) na celkové rozloze území (SÚJ) v jednom časovém horizontu  $A$  ( $P_{iA}$ ). Změnu zastoupení dané třídy mezi dvěma časovými horizonty ( $A$  až  $B$ ) vyjadřuje *změna podílu* ( $ZP$ ).

$$ZP_{iA-B} = P_{iB} - P_{iA}$$

Udává, o kolik procentních bodů se změnil podíl dané třídy na celkové rozloze SÚJ (za předpokladu neměnnosti této celkové rozlohy). Hodnoty ukazatele (obecně) jsou symetricky rozloženy kolem nuly a mohou se pohybovat pouze od -100 do +100 procentních bodů, což je značná výhoda oproti dříve nejčastěji používanému

*vývojovému indexu* (srov. Bičík a kol. 2010). Jeho hodnoty mohou při nízkém zastoupení třídy na počátku sledovaného období směřovat k nekonečnu, takže není vhodný k použití ve složitějších statistických metodách, které předpokládají normální (Gaussovo) rozdělení hodnot. Také další základní vývojové ukazatele (index zaplněnosti, relativní vývojový index) mají své nevýhody (viz jejich diskusi- Bičík a kol. 2010, 2015). Kvůli nim byla dána v této práci přednost výše uvedenému ukazateli změny podílu, stejně jako v knize Bičíka a kol. (2015). Vzhledem k zaměření práce na ztráty orné půdy v kontextu extenzifikačních procesů využití krajiny (tj. především zalesňování a zatravňování) jsou primárně sledovány změny podílu orné půdy, trvalých travních porostů a lesních ploch.

Souhrnné hodnocení struktury využití krajiny (jejího stavu či změny) v určitém území umožňují tzv. agregátní ukazatele. Mezi nejpřínosnější (při hodnocení na základě dat katastrální evidence) patří koeficient antropogenního ovlivnění (KAO) a koeficient ekologické významnosti (KEV). KAO (Kupková 2002) vznikl úpravou dříve používaného koeficientu ekologické stability (Míchal 1982). KEV (Bičík 1995) vychází z hodnocení komplexní ekologické kvality (Miklós 1986).

Oba koeficienty vyjadřují podobnou charakteristiku celkové intenzity využití krajiny, ale každý z opačného úhlu pohledu. KAO rozděluje třídy využití krajiny na dvě skupiny: více a méně ovlivněné lidskou činností (případně více a méně intenzivně využívané) a následně vypočítá jejich vzájemný poměr na zkoumaném území. Nejintenzivněji využívaná území mají tedy nejvyšší hodnotu KAO a naopak. Význam zkratk použitých v následujícím vzorci je uveden v tab. 2 níže, jedná se o podíly jednotlivých tříd využití krajiny (kromě trvalých kultur, které KAO nezahrnuje).

$$KAO = \frac{OP + ZaP + OsP}{TTP + LP + VP}$$

Na druhou stranu KEV váží podíly jednotlivých tříd podle toho, jak jsou (obecně) blízké přírodnímu stavu (který v českých podmínkách pro většinu území představuje les), jak jsou ekologicky významné. Nejvyšší váhu tedy mají lesní plochy, naopak nejnižší plochy zastavěné; KEV tak může nabývat hodnot 0 až 100 (viz níže). Intenzivnější lidská činnost se obecně pojí s nižší výslednou hodnotou KEV. Až bude v dalších částech práce hodnocena intenzita využití krajiny s poukazem na KEV, je myšlena právě tato záporná asociace.

$$KEV = \sum_{i=1}^n kevi \cdot Pi$$

$kevi$  váha hodnocené třídy využití krajiny (viz tab. 2)

$Pi$  podíl třídy na celkové rozloze (%)

$n$  počet tříd

Tab. 2 – Váhy tříd využití krajiny pro výpočet koeficientu ekologické významnosti

třída	kev
orná půda (OP)	0,14
trvalé kultury (TK)	0,34
trvalý travní porost (TTP) <sup>1</sup>	0,64
lesní plocha (LP)	1,00
vodní plocha (VP) <sup>2</sup>	0,79
zastavěná plocha (ZaP) <sup>2</sup>	0,00
ostatní plocha (OsP) <sup>2</sup>	0,14

Zdroje: Bičík a kol. (2010, 2015)

Pozn.: <sup>1</sup> pro samostatné hodnocení: louky – 0,62, pastviny – 0,68. <sup>2</sup> Roku 1896 je k dispozici pouze údaj o rozloze jiných ploch celkem (VP + ZaP + OsP), použita je váha 0,30 odpovídající poměru zastoupení dílčích tříd.

KEV dokáže pomocí vah lépe rozlišit význam jednotlivých tříd, zatímco KAO má pouze dvě „váhy“ (umístění v čitateli či ve jmenovateli), tudíž hodnocení pomocí něj je hrubší (srov. Kabrda 2003). Proto je v této práci dána přednost KEV. Podrobněji diskutují tyto i další agregátní ukazatele Bičík a kol. (2010). Pro srovnání KEV ve dvou časových horizontech je vypočítána změna KEV jako podíl hodnoty KEV na konci sledovaného období vůči KEV na jeho počátku.

Dalším užitečným agregátním ukazatelem je index změny (IZ), který v podstatě udává, na kolika procentech celkové rozlohy území došlo mezi dvěma časovými horizonty ke změně využití.

$$IZ_{A-B} = 100 \cdot \frac{\sum_{i=1}^n |P_{iB} - P_{iA}|}{2}$$

$IZ_{A-B}$  je index změny mezi roky  $A$  a  $B$  (%),  $P_{iB}$  je podíl  $i$ -té třídy využití krajiny na celkové rozloze SÚJ na konci sledovaného období,  $P_{iA}$  na jeho počátku,  $n$  je počet tříd (které dohromady zaujímají celou rozlohu území). Jak je patrné z uvedeného vzorce, jsou uvažovány pouze změny mající vliv na celkové zastoupení dané třídy v území, nikoliv její pouhé „přesuny“ uvnitř tohoto území. Zohledněn je stav na začátku a konci období, nikoliv případné vzájemně protichůdné změny v jeho průběhu. Index změny udává celkovou intenzitu změny využití krajiny (s uvedenými omezeními), tedy jak moc se využití měnilo; ale neříká, jakým způsobem se měnilo, jaká byla kvalita této změny (na rozdíl od KEV a jeho změny, ze které lze určit, zda se celková struktura přiblížila ekologicky významnějším třídám nebo naopak). Proto je vhodná jeho kombinace s dalšími ukazateli, které typ změny zachycují (viz Bičík a kol. 2010).

### 3.3 Statistické metody

Kromě metod specifických pro studium využití krajiny jsou v práci použity také běžné statistické metody, které jsou popsány v dostupných učebnicích statistiky (např. Hendl 2004<sup>11</sup>). Jedná se o Pearsonův korelační koeficient, Spearmanův korelační koeficient pořadí a vícenásobnou lineární regresi. Při zpracování byl použit statistický software *R* (postupně verze 3.3.1 a 3.5.1) k výpočtu korelačních koeficientů (funkce *rcorr*) a lineárních modelů (funkce *lm*). Dále jsou využity některé metody sloužící k modelování vztahů v prostoru, tj. metody prostorové statistiky.

#### *Geograficky vážená regrese*

Specifická povaha geografických dat, tedy jejich prostorová složka, komplikuje použití běžných statistických metod, které tento prostorový charakter nedokáží zohlednit.

Jednotlivá pozorování totiž nejsou nezávislá, ale vzájemně blízká pozorování spolu souvisejí. Významným způsobem výsledky hodnocení ovlivňuje také to, jak jsou územní jednotky vymezeny (na jaké úrovni jsou data agregována). Problémy s tím spojené se nazývají ekologická chyba, prostorová nestacionarita a prostorová autokorelace. Detailně zmíněnou problematiku rozebrala např. Spurná (2006).

Prostorová nestacionarita znamená, že zkoumaný vztah mezi proměnnými nemá v celém studovaném území jednotný charakter, ale proměňuje se podle lokálního kontextu ovlivněného dalšími (v modelu nezahrnutými) faktory. Geograficky vážená regrese (GWR) je metodou, která umožňuje analyzovat právě tyto lokální prostorové vztahy v datech, čímž přispívá k řešení výše zmíněného problému prostorové nestacionarity. GWR rozšiřuje obecný regresní model o explicitně vyjádřené lokální prostorové vztahy následujícím způsobem:

obecný regresní model:  $y_i = \beta_0 + \sum_k \beta_k x_{ik} + \varepsilon_i$ ,

model GWR:  $y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i) x_{ik} + \varepsilon_i$ ,

kde  $(u_i, v_i)$  jsou souřadnice  $i$ -tého bodu v prostoru, hodnota spojitě funkce  $\beta_k(u, v)$  v bodě  $i$  je vyjádřena regresním koeficientem  $\beta_k(u_i, v_i)$  (Spurná 2008). Tyto metodologické obtíže byly řešeny i v rámci vznikající *land-change science* (vědního oboru o změnách krajiny, např. Rindfuss a kol. 2004).

Model GWR používá dva typy prostorových jader, fixní a adaptivní. Fixní jádro vyhodnocuje všechny územní jednotky ležící od něj do zadané vzdálenosti. Adaptivní jádro vyhodnocuje zadaný počet sousedních (blízkých) územních jednotek; tedy tam, kde je vyšší hustota jednotek (datových bodů), výpočet zohlední pouze zadaný počet těch nejbližších, zatímco tam, kde je hustota jednotek nižší, jsou do výpočtu zahrnuty i jednotky relativně vzdálenější (podrobněji např. Fotheringham, Brunson, Charlton

---

<sup>11</sup> Odsud je převzato i hodnocení síly asociace  $|r|$ : 0,1–0,3 malá; 0,3–0,7 střední; 0,7–1,0 velká.

2002; Spurná 2008). V obou typech prostorových jader je význam datových bodů vážen podle jejich vzdálenosti od daného regresního bodu funkcí podobnou Gaussově křivce (tzv. gaussovské jádro; viz ESRI 2018a). Podoby vážící funkce se v různých statistických softwarech mohou lišit; v této práci je použit nástroj GWR softwaru ArcMap 10.6 (*Spatial Statistics Tools: Geographically Weighted Regression*).

Výsledkem GWR je (mimo jiné) koeficient determinace, který má stejnou interpretaci jako v případě vícenásobné lineární regrese. Jde tedy o podíl celkové variability závisle proměnné, která byla „vysvětlena“ modelem. Přidání další (nadbytečné) vysvětlující proměnné do modelu však může vést ke zlepšení výsledku neodpovídajícímu skutečnosti. Proto je dalším výstupem také korigovaný koeficient determinace ( $R^2$  Adjusted), který tento nedostatek odstraňuje, ovšem za cenu ztráty možnosti jeho interpretace výše uvedeným způsobem. V GWR velikost korekce koeficientu determinace závisí na šířce pásma a může být výraznější než v případě obecného (globálního) regresního modelu (ESRI 2018b). Problém představuje zejména multikolinearita, tedy silná asociace některé z dvojic vysvětlujících proměnných. Může jít o multikolinearitu globální, nebo pouze lokální. Také je zapotřebí, aby vysvětlující proměnné měly dostatečnou variabilitu.

#### *Hot spot analýza*

Další metodou prostorové statistiky využitou v této práci je *hot spot analýza*, opět v softwaru ArcMap 10.6. Vzhledem k tomu, že je použita pouze v jednom případě, bude představena pouze stručně. Výpočet je založen na lokální statistice Getis-Ord  $G_i^*$  (Getis, Ord 1992). Nezáleží pouze na vlastní hodnotě územní jednotky, ale rovněž na hodnotách sousedních jednotek – součet těchto hodnot je proporčně porovnán s celkovým součtem hodnot všech jednotek. Výsledné z-skóry a p-hodnoty jsou použity k identifikaci statisticky signifikantních shluků vysokých a nízkých hodnot. Pokud je lokální součet významně odlišný od hodnoty očekávaného lokálního součtu, lze zamítnout nulovou hypotézu náhodného prostorového uspořádání (*Complete Spatial Randomness*). Kladné statisticky signifikantní hodnoty z-skóru označují shluky vysokých hodnot (*hot spots*), záporné hodnoty pak shluky nízkých hodnot (*cold spots*; ESRI 2018c, 2018d- zde jsou uvedeny příslušné vzorce výpočtu).

### **3.4 Ukazatele přírodních podmínek**

Hodnocení vlivu přírodních podmínek na využití krajiny je zde velmi podobné jako v pracích, na něž tato především navazuje (Bičík a kol. 2010, 2015; Kabrda 2003; Štych 2007). Proto budou použité ukazatele přírodních podmínek popsány stručně. Pozornost je věnována třem charakteristikám přírodního prostředí: nadmořské výšce, sklonitosti a bodové výnosnosti. Bodová výnosnost zemědělské půdy je odvozena z vlastností půdy

podle systému bonitovaných půdně ekologických jednotek a jedná se o komplexní charakteristiku vhodnosti pro zemědělské využití.

Data o průměrné nadmořské výšce SÚJ (v metrech) byla získána z digitálního modelu reliéfu (rastr s rozlišením 100×100 metrů) obsaženého v databázi ArcČR 500 (verze 3.3, 2016) pomocí nástroje *Zonal Statistics* softwaru ArcMap 10.6. Průměrná sklonitost SÚJ (ve stupních) byla získána obdobně, navíc s využitím nástroje *Slope*, který slouží k výpočtu rastru sklonitosti z rastru nadmořské výšky. Údaje o bodové výnosnosti zemědělské půdy jsou součástí Databáze bonitovaných půdně ekologických jednotek (SPÚ 2017). Kartogramy přírodních podmínek jsou zahrnuty v příloze (č. 2 a 3), v druhém případě byla upravena legenda pro snadnější srovnání s kartogramy exponovanosti.

Na rozdíl od v některých dřívějších pracích používaného ukazatele úřední ceny zemědělské půdy (např. Bičík a kol. 2010), která částečně odráží i společenské podmínky (ekonomická kritéria), je bodová výnosnost ukazatelem čistě podmínek přírodních. To je v rámci této práce vhodnější, neboť společenské podmínky jsou zde hodnoceny samostatně pomocí sociálněgeografické exponovanosti. Kvůli možnosti srovnání výsledků s dřívějšími pracemi je však ve vybraných případech použita i úřední cena zemědělské půdy (Kč/m<sup>2</sup>), která je stanovována vyhláškou ministerstva zemědělství. Data o úřední ceně v letech 1992 a 1996 jsou propojena s databází LUCC Czechia (Bičík a kol. 2013).

U všech ukazatelů se jedná o průměrnou hodnotu srovnatelné územní jednotky (SÚJ). V případě nadmořské výšky a sklonitosti jde o celé území SÚJ, zatímco v případě bodové výnosnosti a úřední ceny jde pochopitelně pouze o zemědělskou půdu v rámci SÚJ. Následně bude statisticky vyhodnocen vliv zvolených ukazatelů přírodních podmínek na územní diferenciaci využití krajiny (dle zastoupení sledovaných tříd využití i dalších ukazatelů).

Hodnocení vlivu společenských podmínek, konkrétně sociálněgeografické exponovanosti (včetně jejího vývoje), na využití krajiny je zásadním přínosem této práce a jedním z jejích cílů. Vytvoření vlastního modelu vývoje sociálněgeografické exponovanosti Česka lze považovat za samostatný výsledek. Proto je odborné literatuře, datovým zdrojům a metodám, na jejichž základě byl model konstruován, věnována samostatná následující kapitola.



## 4. Modely sociálněgeografické exponovanosti Česka 1845/69–2011

### 4.1 Úvod a diskuse předcházejících použití modelu exponovanosti

Podstatnou částí této práce je hodnocení vlivu vybraných společenských a přírodních podmínek na využití krajiny, konkrétně na územní vzorec (příp. regionální diferenciaci) a jeho změny v čase. Vlivem přírodních podmínek v dlouhodobém časovém horizontu se již dostatečným způsobem věnovala řada prací. Zde jsou tyto ukazatele použity kvůli možnosti srovnání výsledků s některými z těchto dřívějších prací (např. Bičík a kol. 2010, 2015; Kabrda 2003; Štych 2007). Významným a náročným úkolem bylo vytvoření modelu sociálněgeografické exponovanosti území Česka pro období od poloviny 19. století téměř do současnosti, který bude v této kapitole představen.

Exponovanost území Česka (a její diferenciaci) hodnotili Hampl, Gardavský, Kühnl (1987) a definovali ji takto: „*Pod pojmem exponovanosti dílčích územních prostorů, středisek apod. chápeme agregátní vyjádření jejich polohy a částečně i významového postavení v celém sociálněgeografickém systému ztotožněném v našem případě s ČSR. Je tedy uvažována vzdálenost i návaznost dílčích jednotek vůči hlavním centrům osídlení, jejich metropolitním územím, hlavním komunikacím atd., ale také velikost a významnost těchto jednotek samotných i intenzita osídlení v jejich bližším okolí*“ (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987, s. 124). Jako zásadní je hodnocena role makropolohových faktorů, tedy poloha území vůči hlavním střediskům, koncentračním prostorům a osám (jejich vliv se pak přenáší na nižší úrovně).

Jejich hodnocení se skládá ze čtyř částí: (1) Potenciální hodnocení mezopolohy: Střediska jsou vyjádřena kruhem podle velikostní kategorie, každý průnik kruhu daného střediska s kruhem sousedního střediska je ohodnocen jedním bodem. (2) Hodnocení mezopolohy z hlediska realizovaných vztahů – podle síly aglomeračních vztahů mezi středisky. (3) Potenciální hodnocení makropolohy: Jedná se o vzdálenost středisek vůči vymezeným 11 hlavním „integrováním systémům středisek“ (podobně jako v prvním hodnocení jsou bodově ohodnoceny průniky s jejich kruhy). (4) Charakterizace makropolohy z hlediska realizovaných vztahů – podle vybraných významných silničních a železničních komunikací procházejících daným střediskem. Výsledkem je sedm tříd polohy středisek (podle součtu bodů všech čtyř uvedených hodnocení): výrazně/středně/slabě exponovaná, neutrální, slabě/středně/výrazně periferní (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987).

Kabrda (2003) při vytváření vlastního modelu exponovanosti Kraje Vysočina konstatoval, že mu není známo žádné jiné komplexní vymezení sociálněgeografické exponovanosti území Česka kromě toho, které zpracovali Hampl, Gardavský, Kühnl (1987). Také autor této práce dospěl ke stejnému závěru, lze však doplnit, že existuje literatura, která se pomocí odlišných přístupů a z opačného úhlu pohledu zabývá

studiem a vymezením periferních oblastí (např. Musil 1988; Musil, Müller 2008). Druhá citovaná práce obsahuje i mapu vymežující kromě periferních území také metropolitní území, regionální centra a ostatní území (podle 1424 subregionálních jednotek k roku 2005). Také „nerozvojový sousedský venkov“ typologie venkovského prostoru zahrnuje velkou část vnitřních periferií (Perlín, Kučerová, Kučera 2010). Vývoj geografického výzkumu polarizace území Česka zhodnotili Havlíček a kol. (2005).

Z výše uvedeného důvodu byla exponovanost vymezená Hamplem, Gardavským, Kühnlem (1987) opakovaně používána ve studiích vlivu sociálněgeografických podmínek na využití krajiny (Bičík a kol. 2010, 2015; Kabrda 2003; Štych 2007). V těchto dalších pracích bylo hodnocení územní exponovanosti zjednodušeno do tří tříd: exponované (výrazně a středně exponované), neutrální (slabě exponované, neutrální a slabě periferní), periferní (středně a výrazně periferní). Hlavní nevýhodou je, že se data, na nichž je exponovanost založena, vztahují pouze k jednomu roku – jde o sčítání lidu 1980. Tato exponovanost pak byla používána k hodnocení využití krajiny v celém období 1845–2000. Popsaný způsob hodnocení sociálněgeografické exponovanosti v dosavadních pracích byl jednou z motivací pro vytvoření vlastních modelů.

Kabrda (2003, 2004, 2010) uvedené hodnocení exponovanosti přizpůsobil potřebě detailnějšího (méně generalizovaného) zkoumání v rámci Kraje Vysočina. Vytvořil na základě tehdy dostupných dat model exponovanosti, který se vztahuje opět pouze k jednomu časovému horizontu, což zdůvodnil relativní (socioekonomickou) stabilitou území Vysočiny v čase. Hodnocení je založeno na součtu exponovanosti sídelní (tj. poloha vůči střediskům osídlení, použit je součet dvou různých vymezení) a dopravní (poloha vůči železničním stanicím a vybraným silnicím). Stejně základní principy jsou použity i v této práci. Kabrda (2003) při konstrukci ukazatele mikroexponovanosti využil data o silniční a železniční síti zhruba k roku 2000; pracoval také s hustotou zalidnění (na základě sčítání lidu 1991). Vhodná data pro dřívější období tehdy nebyla k dispozici. V současnosti však potřebná data existují, jde o to je vhodným způsobem zpracovat (dohledat, vzájemně propojit, zkontrolovat) a použít k hodnocení dlouhodobého vývoje využití krajiny, což je podstatným cílem této práce.

## **4.2 Sídelní exponovanost**

Model sociálněgeografické exponovanosti vytvořený v této práci se skládá ze tří hlavních částí: sídelní a dopravní exponovanosti (jako ukazatelů mezoregionální a mikroregionální exponovanosti) a hustoty zalidnění (jako ukazatele lokální exponovanosti). Část modelu představující sídelní exponovanost je složena ze dvou úrovní. Mikroregionální úroveň zde významem zhruba odpovídá úrovni přirozených mikroregionů dle Hampla (1999), případně současným správním obvodům obcí s rozšířenou působností (viz tab. 3). Mezoregionální úroveň ve stejném smyslu

odpovídá úrovni krajské (tab. 4). Jako makroregion je uvažováno území celého Česka, tato úroveň již v modelu exponovanosti samostatně nevystupuje. Uvedená terminologie je obdobně použita např. v sociálněgeografické regionalizaci Česka (Hampl 2005).

#### *Propojení dat o obyvatelstvu s daty o využití krajiny (časová srovnatelnost)*

První moderní sčítání lidu proběhlo na území Česka roku 1869. Jeho výsledky i sčítání následujících jsou obsaženy v Historickém lexikonu obcí České republiky 1869–2011 (ČSÚ 2015), podle územního členění k 1. 1. 2016. Jde o hlavní zdroj dat pro vymezení sídelní exponovanosti v této práci; použita jsou data k rokům 1869, 1890, 1930, 1950, 1991 a 2011. Vzhledem k tomu, že všechna tato sčítání již probíhala podle moderních zásad, jsou jejich výsledky považovány za srovnatelné v čase<sup>12</sup>. Předtím se od roku 1754 konaly soupisy obyvatel, podle patentu Marie Terezie o každoročním sčítání lidu, později od roku 1777 podle nového konskripčního patentu – a to až do roku 1851. Přechodem mezi těmito soupisy obyvatel a moderními sčítáními lidu bylo sčítání provedené roku 1857 (poprvé k jednomu datu, 31. 10. 1857; ČSÚ 2013). Jeho výsledky však nejsou v územně srovnatelné a digitální formě k dispozici.

Nejprve je vhodné zdůvodnit, proč mohou být data o obyvatelstvu k roku 1869 v zásadě použita k hodnocení využití krajiny v časovém horizontu 1845. Jak ukazují Hampl, Gardavský, Kühnl (1987), hrubý územní vzorec koncentrace obyvatelstva (vypočtený na základě 24 krajů platných před rokem 1850) se mezi lety 1846 a 1869 změnil jen nepatrně – o necelý procentní bod územní koncentrace H. Ukazatel H vyjadřuje podíl rozlohy jednotek, v nichž žila „rozptýlená“ polovina obyvatelstva (tj. jednotky s nižší hustotou zalidnění), na celkové rozloze Česka (v procentech). Z tohoto pohledu došlo k podstatným změnám v souvislosti s procesy industrializace a urbanizace až po roce 1869 (viz obr. 2, zde začíná růstová část logistické křivky, též S-křivky). Proto lze data o obyvatelstvu k roku 1869 (a z nich odvozenou sociálněgeografickou exponovanost území) srovnat s využitím krajiny v roce 1845. Navíc ani změny využívání krajiny v tomto období nebyly nijak dramatické, dle Jelečka (2002; též Bičík, Jeleček 2009) jsou léta 1845–1882 obdobím s třetí nejnižší intenzitou změn (z celkem devíti hodnocených období mezi roky 1845 a 2000; průměrný roční index změny byl na úrovni 0,1 % rozlohy Česka).

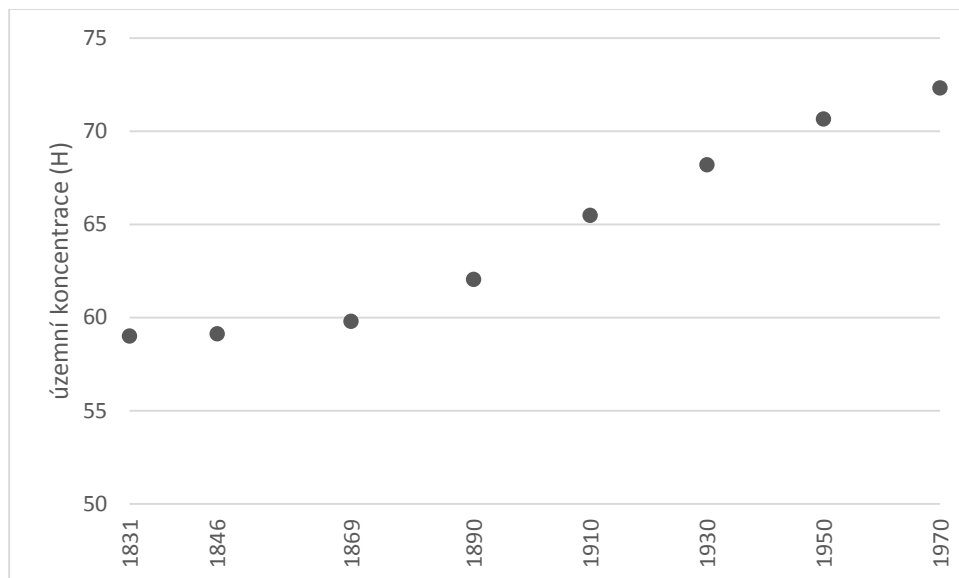
Data o využití krajiny k roku 1896 jsou srovnávána s daty sčítání 1890. Předpokladem je, že sídelní a dopravní exponovanost má následně vliv na využití krajiny. Tento předpoklad nemohl být při hodnocení prvního časového horizontu dodržen, jak bylo uvedeno výše. Vzhledem k tomu, že se v tomto případě již jednalo o období výrazných změn systému osídlení (urbanizace) a rozvoje dopravní infrastruktury (zejména

---

<sup>12</sup> Přesto se okruh sčítaných osob mírně proměňoval: 1869 – obyvatelstvo přítomné civilní; 1880 až 1950 – obyvatelstvo přítomné; 1961 až 1991 – obyvatelstvo bydlící (tj. hlášené v obci k trvalému pobytu); 2001 – obyvatelstvo bydlící (osoby s trvalým nebo dlouhodobým pobytem); 2011 – osoby s obvyklým pobytem (ČSÚ 2015).

železniční sítě), byla dána přednost časově předcházejícímu (vůči datům o využití krajiny) sčítání lidu z roku 1890 před časově bližším sčítáním z roku 1900.

Obr. 2 – Vývoj územní koncentrace obyvatelstva v Česku 1831–1970



Zdroj: Hampl, Gardavský, Kühnl (1987)

Další problém bylo nutné vyřešit u dat využití krajiny k roku 1948. Data chronologicky nejbližšího sčítání lidu 1950 již zachytila stav po radikální změně způsobené nuceným odchodem téměř tří milionů českých Němců v letech 1945–1946. Dopad vysídlení Němců byl značně diferencovaný, nejvýrazněji postihl populačně nejmenší sídla, zejména ty ležící v periferních oblastech (především pohraničních, což bylo ještě posíleno vytvořením tzv. pohraničního pásma). Lze však předpokládat, že se takto významná změna do struktury krajiny (a poté do katastrální evidence) promítala postupně v průběhu následujících desetiletí, což se týká zejména v čase stabilnějších tříd, jako jsou lesní a zastavěné plochy. Z tohoto důvodu lze mít za to, že data o využití krajiny v roce 1948 budou více reflektovat územní exponovanost vycházející z dat (časově vzdálenějšího) sčítání lidu k roku 1930. Aby bylo možné uvedené předpoklady empiricky ověřit, byly na základě dostupných dat vytvořeny dva modely sídelní a dopravní exponovanosti, k roku 1930 i 1950, které byly následně porovnány s daty o využití krajiny.

U nejnovějších dat o využití krajiny k roků 1990 a 2010 byla při hodnocení použita data časově nejbližších sčítání lidu 1991 a 2011.

### *Výběr souboru mikroregionálních středisek*

Pro výpočet sídelní exponovanosti je třeba nejprve vybrat soubor středisek dané hierarchické úrovně, od nichž pak bude vypočtena vzdálenost k hodnoceným územním jednotkám (v tomto případě katastrálním územím). K výběru tohoto souboru lze v literatuře nalézt několik „záchytných bodů“.

Počet středisek „přirozených“ mikroregionů v první polovině 19. století, tedy na počátku v této práci sledovaného období, Hampl (1999) odhaduje na zhruba 400 až 500, tedy o polovinu více než byl tehdejší počet soudních okresů. Dále Hampl, Müller (1996, s. 88) ukazují, že nejmenší střediska mikroregionálního významu se v roce 1991 vyskytovala mezi obcemi s komplexní funkční velikostí od 5,0 (jedná se o podíl na hodnotě celého Česka = 10 000). Menší střediska měla pouze subregionální význam. Komplexní funkční velikost je průměrem podílů (na hodnotě celého Česka) tří základních funkcí střediska: obytné, pracovní a obslužné (viz Hampl, Gardavský, Kühnl 1987). Vzhledem k nedostupnosti údajů o pracovní a obslužné funkci pro celé sledované období je v tomto modelu zohledněna pouze obytná funkce, tedy počet obyvatel.

Dále je pro účely tohoto modelu sociálněgeografické exponovanosti postačujícím zjednodušením pracovat s největšími obcemi (podle počtu obyvatel), které nemusejí být ve všech případech totožné s mikroregionálními středisky v daném roce. Je vhodné také upozornit, že Historický lexikon obcí (ČSÚ 2015) používá administrativní vymezení k 1. 1. 2016, které je samozřejmě odlišné od vymezení dobového. Bylo by sice možné v letech 1991 a 2011 použít přímo mikroregionální a vyšší střediska podle příslušných sociálněgeografických regionalizací (Hampl, Müller 1996; Hampl, Marada 2015), byla však upřednostněna jednotnost metodiky s předchozími časovými horizonty, za které odpovídající regionalizace nejsou k dispozici.

Výběr souboru mikroregionálních středisek pro potřeby modelu probíhal podle výše uvedených předpokladů. Je pro něj klíčové stanovení počtu obyvatel nejmenšího uvažovaného střediska (tab. 3). Podle dat o obyvatelstvu k roku 1869 (ČSÚ 2015) měla 400. největší obec 3 340 obyvatel a 500. obec 2 914 obyvatel. Zvolena byla hranice 3 000 obyvatel a bylo tak vybráno 476 obcí. V roce 1991 bylo vybráno 147 největších obcí (tento počet odpovídá regionalizaci Hampl, Müller 1996), čímž byly přesně vybrány všechny obce s více než 9 000 obyvateli. Ostatní hodnoty počtu obyvatel nejmenšího mikroregionálního střediska byly dopočteny podle lineárního trendu (4. sloupec tab. 3).

Odhad podle vývoje koncentrace obyvatelstva do měst (Hampl 2005, tab. 6) je oproti prostému lineárnímu odhadu založen na předpokladu, že průběh procesu zužování souboru mikroregionálních středisek kopíroval vývoj zmíněné koncentrace. Budování dopravních sítí a zásadní zvýšení mobility obyvatelstva bylo silně spojeno nejen s procesem urbanizace (stěhování obyvatel z venkova do měst), ale také se strukturální proměnou souboru regionálních středisek.

Zásadní roli hrál (a stále hraje) selektivní proces, který vedl k postupnému snižování počtu středisek na nejnižší (mikroregionální) úrovni. To se promítalo i ve snižování počtu základních administrativních jednotek v průběhu 20. století (328 soudních okresů ve 20. letech, 179 okresů v 50. letech a 77 okresů v 90. letech; Hampl 1999, s. 32). Zároveň docházelo k prohlubování hierarchie mezi středisky, tedy ke vzájemnému vzdalování jednotlivých středisek z hlediska jejich funkcí a významu. Pokud by proces zužování počtu mikroregionálních středisek postupoval stejnou rychlostí jako proces koncentrace obyvatel do měst, odpovídal by počet těchto středisek 7. sloupci v tab. 3. Konečně v posledních dvou sloupcích jsou uvedeny hodnoty modelu exponovanosti vytvořeného v této práci.

Tab. 3 – Stanovení minimální velikosti mikroregionálních středisek v Česku 1869–2011

rok	počet mikro-regionálních a vyšších středisek (n) *1	počet obyvatel n-té největší obce *2	lineární odhad *3		odhad podle vývoje koncentrace obyvatelstva do měst *4		model exponovanosti	
			PVNS	OPS	PVNS	OPS	PVNS	OPS
1869	400–500	2 914–3 340	3 000	476	3 000	476	3 000	476
1890	-	-	4 042	331	3 943	340	4 000	333
1930	-	-	6 026	212	5 962	216	6 000	215
1950	-	-	7 018	133	7 075	133	7 000	133
1991	147	9 052	9 052	147	8 736	151	9 000	147
2011	131	9 989	10 044	130	-	-	10 000	130

Zdroje: Hampl (1999, 2005); Hampl, Marada (2015); Hampl, Müller (1996); Historický lexikon obcí (ČSÚ 2015)

Pozn.: PVNS – populační velikost nejmenšího střediska (hraniční hodnota); OPS – odpovídající počet středisek. \*1 Rok 1869 dle Hampl (1999): odhad počtu „přirozených“ mikroregionů v první polovině 19. století; rok 1991 dle Hampl, Müller (1996), ovšem Hampl, Marada (2015) uvádějí 148 mikroregionálních a vyšších středisek; rok 2011 dle Hampl, Marada (2015).

\*2 Podle pořadí obcí dle populační velikosti (ČSÚ 2015; nejedná se o velikost nejmenšího střediska dle regionalizací v druhém sloupci). \*3 Za rok 1869 zvolena z uvedeného rozpětí hodnota 3 000 obyvatel, za rok 1991 použita hodnota 9 052 obyvatel, ostatní hodnoty doloženy podle lineárního trendu. \*4 Podle Hampl (2005), tab. 6; počáteční hodnota v roce 1869 zvolena opět 3 000 obyvatel, ostatní doloženy.

#### *Výběr souboru mezoregionálních středisek*

Soubor mezoregionálních středisek je v Česku od poloviny 20. století velice stabilní, náležejí do něj všechna současná krajská města s výjimkou Jihlavy (Hampl, Müller 1996; Hampl, Marada 2015). Otázkou je, která města zařadit do této úrovně v předchozích obdobích, když údaje o intenzitě a směru regionálních vazeb nejsou k dispozici. Samotné hledisko populační velikosti města je nedostatečné. Např. Karlovy Vary byly roku 2011 podle počtu obyvatel na 21. místě (mezi obcemi Česka), řada měst

populačně větších však leží v blízkosti ještě významnějšího centra a vlastní mezoregion nevytvářejí (Havířov, Kladno a další).

Střediska administrativních krajů také nelze použít, neboť počet krajů se ve sledovaném období podstatně změnil, navíc v některých obdobích tato administrativní úroveň vůbec neexistovala. Jejich střediskem někdy ani nebylo největší město v daném kraji (např. Liberec versus Ústí nad Labem v krajích vyhlášených roku 1960). Jelikož cílem je zachycení proměny sociálněgeografické exponovanosti území, jako vhodný přístup k nalezení odpovídajících center byly zvoleny tzv. koncentrační areály (Korčák 1966, cit. v Hampl, Gardavský, Kühnl 1987), též areály maximálního zalidnění. Areály územní koncentrace obyvatelstva jsou vymezeny dvěma základními kritérii: (1) hustota zalidnění dosahuje alespoň pětinasobku (dalšími používanými hodnotami jsou deseti, dvaceti a čtyřicetinasobek) průměrné hustoty zalidnění Česka; (2) minimální velikost areálu je 0,5 % počtu obyvatel Česka v daném roce (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987).

Nízký počet koncentračních areálů na počátku sledovaného období patrně odráží přechod od statického (pre-industriálního) systému územní organizace společnosti, pro který byla typická výrazná uzavřenost lokálních až mikroregionálních vztahů a také energetických a materiálových toků (srov. Krausmann a kol. 2003; Kušková, Gingrich, Krausmann 2008), k systému dynamickému (industriálnímu), v němž dochází ke vzniku a rozvoji středisek nodálního typu a také ke koncentraci intenzity osídlení (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987). Konec pre-industriálního období Hampl (2005) klade zhruba do poloviny 19. století. Roku 1869 jsou tak střediska koncentračních areálů tvořena pouze zemskými městy (Praha, Brno) a městy v severních Čechách, kde se průmysl začal rozvíjet nejdříve (Liberec, Rumburk – Varnsdorf, Ústí n. L. – Teplice), viz tab. 4.

Postupně se soubor koncentračních areálů rozšířil a proměnil tak, že od poloviny 20. století již v podstatě odpovídala jejich hlavní centra vymezení mezoregionálních středisek v roce 1991 i 2011 (viz Hampl, Marada 2015; Hampl, Müller 1996). Jedná se tedy o krajská města bez Jihlavy. Jedinou odlišností bylo explicitní uvedení Teplic jako relativně rovnocenného střediska k Ústí nad Labem (v rámci jednoho koncentračního areálu). Rozdíl populační velikosti Teplic a Ústí n. L. se však postupně zvětšuje. Roku 1869 (i 1890) měly Teplice 76 % počtu obyvatel Ústí n. L., ale v roce 1991 již jen 54 % (a 53 % roku 2011). Vzhledem k tomu, že se již o relativně rovnocenná střediska nejedná, je v modelu exponovanosti od roku 1991 použito jako hlavní středisko koncentračního areálu pouze Ústí n. L.

Praha si v celém sledovaném období udržovala výrazně dominantní postavení v systému osídlení, je jediným střediskem makroregionálního významu na území Česka. Váha Prahy však kvůli tomu není v modelu oproti ostatním mezoregionálním střediskům nijak dodatečně navyšována. Vliv sousedních států a jejich měst na exponovanost území Česka není v modelu uvažován, k tomu nebyly pro celé hodnocené období k dispozici vhodné datové podklady.

Tab. 4 – Koncentrační areály (pětinásobná úroveň koncentrace) v Česku 1869–1950

	1869	1890	1930	1950
1.	Praha	Praha	Praha	Praha
2.	Brno	Brno	Ústí n. L. – Teplice	Ostrava
3.	Liberec	Ústí n. L. – Teplice	Ostrava	Brno
4.	Rumburk – Varnsdorf	Liberec	Brno	Ústí n. L. – Teplice
5.	Ústí n. L. – Teplice	Ostrava	Liberec	Olomouc – Zlín
6.		Plzeň	Karlovy Vary	Plzeň
7.		Rumburk – Varnsdorf	Plzeň	Liberec
8.		Olomouc	Olomouc	Hr. Králové – Pardubice
9.		Karlovy Vary	České Budějovice	Karlovy Vary
10.			Rumburk – Varnsdorf	České Budějovice
11.			Hradec Králové	
12.			Pardubice	

Zdroj: upraveno podle Hampl, Gardavský, Kühnl (1987)

Pozn.: Uvedeno nejvýznamnější středisko koncentračního areálu (případně dvě, pokud byla relativně rovnocenná). Řazeno dle populační velikosti areálů.

Při výběru modelových mikroregionálních a mezoregionálních středisek bylo pracováno s daty na úrovni obcí, jakožto relativně uzavřenými funkčními celky systému osídlení. Při interpretaci výsledných modelů exponovanosti je nutné mít na paměti, že se ve všech časových horizontech jedná o administrativní vymezení obcí k 1. 1. 2016 dle zdrojových dat (ČSÚ 2015). To je jedno z nutných zjednodušení modelu; rozhodně nebylo v možnostech autora vytvářet k jednotlivým časovým horizontům historické hranice obcí<sup>13</sup>. Samotná sídelní exponovanost je následně konstruována na úrovni katastrálních území (podle jejich vzdálenosti k výše uvedeným mikro- a mezoregionálním střediskům) – vzhledem k cíli, kterým je hodnocení vztahů s ukazateli využití krajiny.

#### *Výpočet sídelní exponovanosti*

Na základě dat Historického lexikonu obcí (ČSÚ 2015) je vypočítána sídelní exponovanost katastrálních území v jednotlivých letech 1869, 1890, 1930, 1950, 1991 a 2011, a to (1) vůči obcím velikostně (tj. počtem obyvatel) odpovídajícím mikroregionálním střediskům (dle modelového zjednodušení; tab. 3), (2) vůči střediskům koncentračních areálů, tedy centrům mezoregionální exponovanosti (tab. 4). V návaznosti na předchozí práce (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987; Kabrda 2003) byl zvolen podobný postup hodnocení.

<sup>13</sup> Značné úsilí si vyžádala již jen tvorba historických správních hranic okresů (a vyšších úrovní; Burda, Janoušek, Chromý 2014) – ty však v popisovaném modelu použity nejsou.



Nejprve byla vypočítána sídelní exponovanost v užším vymezení, ve dvou variantách. První varianta (v tab. 5 označená *SEo*) hodnotí jako exponovaná ta katastrální území, jejichž geometrický střed (geometrické těžiště) leží nejvýše ve vzdálenosti odpovídající hodnotě  $\sqrt{PO}$  (v kilometrech) od jakéhokoliv mikroregionálního střediska (přesněji od významového středu této obce, viz níže), kde *PO* je počet obyvatel obce v tisících. Těmto katastrálním územím je udělen 1 bod (všem ostatním je přiřazena nula). Stejným způsobem je vyhodnocena poloha katastrálních území vůči střediskům koncentračních areálů. Poté jsou body za obě složky sídelní exponovanosti sečteny.

Jako středy obcí byly zvoleny definiční body obcí podle databáze ArcČR 500 (verze 3.1), které odpovídají významovým středům území. Jde o bod ležící ve středu zástavby, u měst např. radnice, kostel na náměstí, případně jiný centrálně umístěný objekt (ČSÚ 2017c). Novější verze databáze ArcČR 500 obsahují pouze těžiště (geometrický střed) území obce. Výhodou v delším historickém srovnání je stabilita použitého významového středu oproti těžišti, které závisí na aktuálním vymezení hranic obce. U šesti nově vzniklých obcí na území bývalých vojenských újezdů bylo třeba přiřadit tento střed z vrstvy definičních bodů základních sídelních jednotek (ZSJ; také z ArcČR 500, verze 3.1) podle toho, která ZSJ na území nové obce měla podle sčítání lidu 2011 nejvíce obyvatel (k tomu využita databáze ArcČR 500, verze 3.2). Tímto postupem byly získány významové středy 6 258 obcí (dle vymezení k 1. 1. 2016).

Druhá varianta (označená *SEp*) je konstruována obdobně, liší se pouze hraniční vzdálenost, která činí v tomto případě  $\sqrt{PO/\pi}$ . Tato hodnota je vlastně poloměrem kruhu, jehož obsah (v km<sup>2</sup>) odpovídá hodnotě počtu obyvatel obce (v tisících). Použité zkratky variant sídelní exponovanosti *SEo* a *SEp* odkazují v první variantě ke slovu *odmocnina*, ve druhé variantě *poloměr*. Druhá varianta byla použita zejména kvůli největším městům, kde již zóna exponovanosti zasahuje do relativně velké vzdálenosti (v první variantě); díky dělení  $\pi$  se výsledná vzdálenost sníží. Další varianta slouží také ke srovnání, jak velký vliv má na výsledky změna tohoto modelově stanoveného parametru (výsledky tak nejsou závislé pouze na jedné zvolené hodnotě).

Tab. 5 – Hodnocení sídelní exponovanosti v užším vymezení

hraniční vzdálenost od středu obce [km]	SEo	$\sqrt{PO}$
	SEp	$\sqrt{\frac{PO}{\pi}}$
počet bodů		1

Zdroj: vlastní zpracování

Pozn.: *PO* – hodnota počtu obyvatel obce v tisících; *SEo*, *SEp* – sídelní exponovanost ve variantě „odmocnina“, resp. „poloměr“, bližší vysvětlení v textu.

Výše popsaná sídelní exponovanost v užším vymezení hodnotí jako exponovaná pouze území nejbližší střediskům osídlení, zatímco všechna ostatní jako neexponovaná. Plynulejší obraz podává sídelní exponovanost v širším vymezení. Postup výpočtu je obdobný jako u sídelní exponovanosti v užším vymezení, ale je použit na pět na sebe navazujících zón (tab. 6). Katastrální území, jejichž střed se nachází nejdále v hraniční vzdálenosti (jedné z variant SEo a SEp) od střediska osídlení, získávají 5 bodů. Vzdálenější katastrální území, ve vzdálenosti nejvýše dvojnásobku hraniční vzdálenosti, získávají 4 body. A tak dále až do pětinasobku hraniční vzdálenosti, kde katastrální území získávají 1 bod.

Další zóny exponovanosti již nebyly konstruovány, neboť bylo pokryto prakticky celé území Česka. Např. v roce 2011 nezískalo žádný bod ve variantě „odmocnina“ pouze 14 katastrálních území ve zcela periferních polohách (tj. jejich střed ležel ve více než pětinasobku hraniční vzdálenosti od jakéhokoliv střediska osídlení obsaženého v modelu). Opět byly hodnoceny samostatně vzdálenosti od obcí velikosti mikroregionálních středisek a od center koncentračních areálů (maximální počet bodů je tedy v součtu 10).

Tab. 6 – Hodnocení sídelní exponovanosti v širším vymezení

hraniční vzdálenost od středu obce [km]	SEo	$\sqrt{PO}$	$2 \cdot \sqrt{PO}$	$3 \cdot \sqrt{PO}$	$4 \cdot \sqrt{PO}$	$5 \cdot \sqrt{PO}$
	SEp	$\sqrt{\frac{PO}{\pi}}$	$2 \cdot \sqrt{\frac{PO}{\pi}}$	$3 \cdot \sqrt{\frac{PO}{\pi}}$	$4 \cdot \sqrt{\frac{PO}{\pi}}$	$5 \cdot \sqrt{\frac{PO}{\pi}}$
počet bodů		5	4	3	2	1

Zdroj: vlastní zpracování

Pozn.: *PO* – hodnota počtu obyvatel obce v tisících; SEo, SEp – sídelní exponovanost ve variantě „odmocnina“, resp. „poloměr“, bližší vysvětlení v textu.

Obdobným způsobem byla vytvořena ještě tři další vymezení sídelní exponovanosti se dvěma, třemi a čtyřmi na sebe navazujícími zónami exponovanosti (tj. mezistupně výše uvedeného užšího a širšího vymezení exponovanosti). Katastrální území ležící nejbližší střediskům osídlení získávají v těchto variantách nejvýše 2 body, 3 body, resp. 4 body (v každé z obou úrovní hodnocení sídelní exponovanosti).

Základní jednotkou hodnocení sídelní exponovanosti jsou v modelu katastrální území (celkem jich bylo 13 091 k 1. 1. 2016). Z důvodu srovnatelnosti s daty o využití krajiny z nich byla na závěr vypočítána váženým průměrem exponovanost SÚJ, kde vahou je rozloha katastrálních území, z nichž se daná SÚJ skládá.

### 4.3 Dopravní exponovanost

Exponovanost dle dopravních sítí tvoří důležitou součást modelu celkové (sídelní i dopravní) polohové exponovanosti. K tomu je třeba dodat, že výstavba železnic (především těch významnějších) měla velký vliv také na utváření systému osídlení, a tedy na zde sledovanou sídelní exponovanost (viz Auerhan 1934). Hustotu železniční sítě zahrnují mezi důležité faktory změn využití krajiny ve své dlouhodobé srovnávací studii evropských států Jepsen a kol. (2015). Vliv dopravní infrastruktury na využití krajiny Česka pak zkoumali Jeleček, Marada, Kabrda (2003). Publikací a modelů, které obsahují jako jeden z faktorů ovlivňujících využití krajiny vzdálenosti od komunikací, však existuje celá řada.

Dopravní infrastruktura Česka se v dlouhém sledovaném období zásadně proměnila. Nejprve bude proto stručně představen její vývoj s ohledem na následnou konstrukci ukazatele dopravní exponovanosti. Pozornost bude věnována železničním a silničním sítím, vodní doprava na rozdíl od některých západoevropských států příliš velkou roli nehrála.

#### *Vývoj železniční sítě*

Hlavním podkladem pro železniční složku dopravní exponovanosti je mapa „Vývoj železniční sítě a vodních cest do roku 1960“ Atlasu československých dějin (HÚ ČSAV, ÚSGK 1965). Stav železniční sítě je na základě této mapy v modelu použit k roku předcházejícímu časový horizont dat o využití krajiny (1844, 1895, 1947).

Prvními železnicemi u nás byly koněspřežné trati, budějovicko-linecká (uvedená do provozu roku 1828) a pražsko-lánská (1830). První parostrojní trať byla železnice z Vídně přes Břeclav do Brna, slavnostně otevřená roku 1839. Vývoj výstavby železnic lze podle Semotanové, Cajthamla a kol. (2014) rozdělit do několika hlavních fází. Do poloviny 50. let 19. století byly vybudovány nejvýznamnější strategické trati (z hospodářského i politického hlediska), o délce 1 800 km. Nejvýznamnější období výstavby („zakladatelské horečky“) představovaly roky 1867–1875, kdy byla díky hospodářské konjunkturu a systému státních garancí dobudována prakticky celá základní síť železnic (dalších 3 260 km).

Třetí fázi představovala výstavba místních/lokálních drah na konci 19. a počátku 20. století, která byla zvláště podpořena přijetím zemských zákonů na jejich podporu (v Čechách roku 1892, na Moravě a ve Slezsku 1895). V posledním období, po roce 1918, se prioritou nového státu stalo doplnění chybějících železničních spojnic na Slovensko. Došlo také ke zdvoukolejnění některých důležitých tratí. Po otevření trati z Horní Lidče do Púchova (na území Slovenska) roku 1937 se poslední významnější novou tratí stala železnice ze Žďáru nad Sázavou do Tišnova (s odbočkou do Velkého Meziříčí), která byla slavnostně otevřena v roce 1953.

Později ještě došlo k elektrifikaci některých tratí. V 90. letech 20. století byl z ekonomických důvodů na řadě lokálních tratí provoz omezen či zcela zrušen (včetně daných tratí). Naopak vybrané páteřní tratě (tzv. koridory) byly rekonstruovány pro vyšší provozní rychlosti. Celkově však postupně během 20. století ztrácela železniční doprava na významu vůči výrazněji se rozvíjející dopravě silniční. Proměněm relativního významu jednotlivých způsobů dopravy zhruba odpovídá přidělení vah v modelu dopravní exponovanosti (viz níže).

### *Vývoj silniční sítě*

Od poloviny 18. století probíhala v Česku výstavba základní sítě technicky kvalitních tzv. říšských či císařských silnic, jichž bylo po dokončení v polovině 19. století přes 4 900 km (Semotanová, Cajthaml a kol. 2014). Vývoj jejich výstavby je zachycen v Atlasu československých dějin (HÚ ČSAV, ÚSGK 1965). Mapa „Vývoj hlavních silnic do roku 1865“ je využita i zde, silniční síť pro výpočet dopravní exponovanosti k časovému horizontu 1845 (dat o využití krajiny) odpovídá silnicím dokončeným před tímto rokem, zatímco silniční síť k horizontu 1896 odpovídá všem silnicím obsaženým v této mapě. Podobná mapa v upravené podobě, která však neobsahuje všechny silnice jako výše uvedená, je zařazena také v novějším Akademickém atlasu českých dějin (Semotanová, Cajthaml a kol. 2014). Pro období mezi lety 1865 a 1896 nebyl autorovi dostupný žádný zdroj dat o vývoji silniční sítě. Semotanová, Cajthaml a kol. (2014) však uvádějí, že období rozsáhlé výstavby císařských silnic bylo následováno stagnací – v poslední třetině 19. století byly budovány pouze okresní a obecní silnice nižší kvality (které by do modelu exponovanosti stejně zahrnuty nebyly).

Po dobudování sítě císařských silnic byl tento způsob dopravy zastíněn v 2. polovině 19. století prudce se rozvíjející dopravou železniční. Na větší vzdálenosti jí nemohla silniční doprava konkurovat, ale na regionální a lokální úrovni si význam uchovala. S rozvojem automobilismu v průběhu 20. století se zvyšoval i význam silnic a později zejména dálnkových silnic (dálnic). Stavba první dálnice v Česku, která byla naplánována v trase Praha – Jihlava – Brno – Zlín – slovenská hranice, probíhala od května 1939 do dubna 1942, kdy byla kvůli probíhající válce zastavena (Lídl, Janda 2006). K obnovení stavby došlo až roku 1967, v roce 1971 byl otevřen první úsek a celá trasa mezi Prahou a Brnem byla dokončena roku 1980. V 70. letech byly zahájeny stavby dalších dálnic, které v řadě případů pokračují dodnes. Zajímavá kartografická ztvárnění (změn) dopravní dostupnosti krajských měst v silniční síti (a v případě Prahy také v železniční síti) v letech 1920, 1960, 2012 a 2020 (výhled) obsahuje Atlas dopravní dostupnosti v ČR (Hudeček a kol. 2016).

### *Použité datové zdroje o vývoji železniční a silniční sítě*

Tato práce v upravené podobě využívá metodických přístupů, které použili Hampl, Gardavský, Kühnl (1987) a Kabrda (2003). Kabrda (2003) vytvořil pro Kraj Vysočinu

model dopravní (silniční a železniční) mikroexponovanosti zhruba k roku 2000. Železniční exponovanost vyjádřil kruhy o poloměru 1 km kolem železničních stanic a zastávek a kruhy o poloměru 3 km kolem železničních křižovatek. SÚJ spadající alespoň částí jejich plochy do těchto kruhů vyhodnotil jako exponované, ostatní jako neexponované.

Shodné vzdálenosti (1 a 3 km) jsou použity také v této práci, ovšem nikoliv od železničních stanic či zastávek, ale od železničních tratí (viz níže popis výpočtu dopravní exponovanosti v širším vymezení). Vzhledem k délce hodnoceného období se jeví jako vhodnější použití železničních tratí místo železničních stanic/zastávek, neboť (na rozdíl od tratí) nejsou k dispozici informace o otevření (příp. ukončení provozu) železničních stanic. Dále by použitím pouze železničních stanic a zastávek byla železniční doprava znevýhodněna oproti silniční. Množství průmyslových podniků totiž mělo vlastní vlečky (které však v dostupných datech nejsou obsaženy) napojené na hlavní tratě. Existovaly také zemědělské úzkokolejky (o délce v řádu kilometrů) sloužící k dopravě řepy do cukrovarů. Ty měly význam z hlediska zemědělského využití krajiny (na hlavní železniční síť byly také napojeny). Ovlivnění využití krajiny železniční dopravou tak není nezbytně omezeno blízkostí nádraží (srov. Hlavačka 1990, Bičík a kol. 2015).

Zdroji pro model jsou tedy data o vývoji dopravních sítí, která vznikla digitalizací map Atlasu československých dějin (HÚ ČSAV, ÚSGK 1965). Podobnou mapu historického vývoje dopravní infrastruktury obsahuje Akademický atlas českých dějin (Semotanová, Cajthaml a kol. 2014), zde však železnice nejsou rozlišeny na jednokolejné a více Kolejné, ani jinak podle významu (pouze železnice otevřené od 80. let 19. století jsou souhrnně označeny jako lokální tratě). Také v Atlasu krajiny České republiky (Hrnčiarová, Mackovčín, Zvara 2009) je vývoj dopravní infrastruktury obdobným způsobem zachycen.

Doplňkově byla v této práci využita databáze „Historie železničních tratí ČR 2011“ (Sekera 2011), např. pro výběr tratí zprovozněných již před rokem 1845. Informace o železnicích a silnicích byly obecně z použitých datových zdrojů vybrány tak, aby pokud možno co nejvíce odpovídaly časovým horizontům dat o využití krajiny.<sup>14</sup>

Data o vývoji silniční infrastruktury byla převzata, kromě výše uvedeného Atlasu československých dějin, především z digitální geodatabáze vývoje silniční a dálniční sítě (Churaň 2010), která obsahuje vrstvy silnic k horizontům 1920, 1936, 1950, 1960, 1971, 1985, 1991 a 2001. Z nich zde jsou použity horizonty 1936, 1950 a 1991 a pouze síť významnějších silnic. K roku 1936 byly z geodatabáze pro tuto práci vybrány státní silnice, k roku 1950 pak silnice 1. a 2. třídy (došlo ke změně systému klasifikace), nicméně se jedná v obou letech o poměrně podobné vymezení silniční sítě, zahrnující silnice o celkové délce cca 6 500, resp. 7 450 km. Konečně k roku 1991 byly vybrány silnice 1. třídy a dálniční síť včetně rychlostních silnic.

---

<sup>14</sup> Proto je také např. první časový horizont výsledné sociálněgeografické exponovanosti (zahrnující sídelní i dopravní exponovanost) označován „1845/1869“.

Data o dopravní infrastruktuře k poslednímu časovému horizontu byla získána z databáze ArcČR 500 (verze 3.0, 2012). V případě silnic a dálnic byla použita dopravní síť obsažená v této databázi (stejný výběr tříd jako k roku 1991), v případě železnic byly podle těchto dat odstraněny již nevyužívané, zrušené železniční tratě z výše uvedené datové vrstvy, jejímž základem je Atlas československých dějin (HÚ ČSAV, ÚSGK 1965) – tak aby byla zachována jednotnost datových podkladů (alespoň v případě železniční infrastruktury; u silnic se původní datové zdroje různí již v použité geodatabázi, Churaň 2010).

### *Výpočet dopravní exponovanosti*

Na základě uvedeného historického vývoje železniční a silniční sítě a proměn relativní významnosti příslušných způsobů dopravy byly přiřazeny váhy v tab. 7. K tomu ještě poznámka: Roku 1845 byla teprve dokončena výstavba páteřní trati Vídeň-Praha, úsek z Olomouce na dnešní Masarykovo nádraží byl slavnostně otevřen 20. 8. 1845. Aby území ležící na této a dalších prvních tratích nebyla příliš zvýhodněna teprve počínající železniční dopravou, jsou bodově zvýhodněny významnější trati (dvou- a vícekolejné) až v následujícím časovém horizontu (1896).

Tab. 7 – Váhy jednotlivých typů dopravních cest v různých časových horizontech

rok <sup>1</sup>	železnice		silnice	
	jednokolejná	dvou- a vícekolejná	státní / 1. třídy <sup>2</sup>	dálnice a rychlostní silnice
1845	2	2	1	-
1896	2	4	1	-
1948	2	4	2	-
1990	1	2	2	4
2010	1	2	2	4

Zdroj: vlastní zpracování

Pozn.: <sup>1</sup> časový horizont podle dat o využití krajiny; <sup>2</sup> v roce 1950 i 2. třídy (přes odlišnou klasifikaci jde o podobný rozsah silniční sítě jako k roku 1930).

Byla vytvořena dvě vymezení dopravní exponovanosti. V *užším vymezení* byla vybrána katastrální území, kterými procházejí železnice a silnice a byly jim uděleny body podle tab. 7. Pokud katastrálním územím prochází železnice i silnice, body se počítají. V *širším vymezení* dopravní exponovanosti byly kolem silnic a železnic vytvořeny obalové zóny (*buffer*), body podle tab. 7 byly započítány všem katastrálním územím, která protínají tyto obalové zóny. Body se počítají, pokud katastrální území protíná obalové zóny silnice i železnice. Kolem jednokolejných železnic a silnic státních a 1. třídy (včetně 2. třídy v roce 1950) byly vytvořeny obalové zóny o šířce 1 km. Kolem dvou- a vícekolejných železnic, dálnic a rychlostních silnic byly vytvořeny obalové zóny o šířce 3 km. Na závěr byly (v obou variantách vymezení) hodnoty dopravní exponovanosti za katastrální

území přepočítány na SÚJ (které jsou základní jednotkou dat o využití krajiny), a to váženým průměrem, kde vahou je rozloha katastrálního území.

#### *Kombinace sídelní a dopravní exponovanosti*

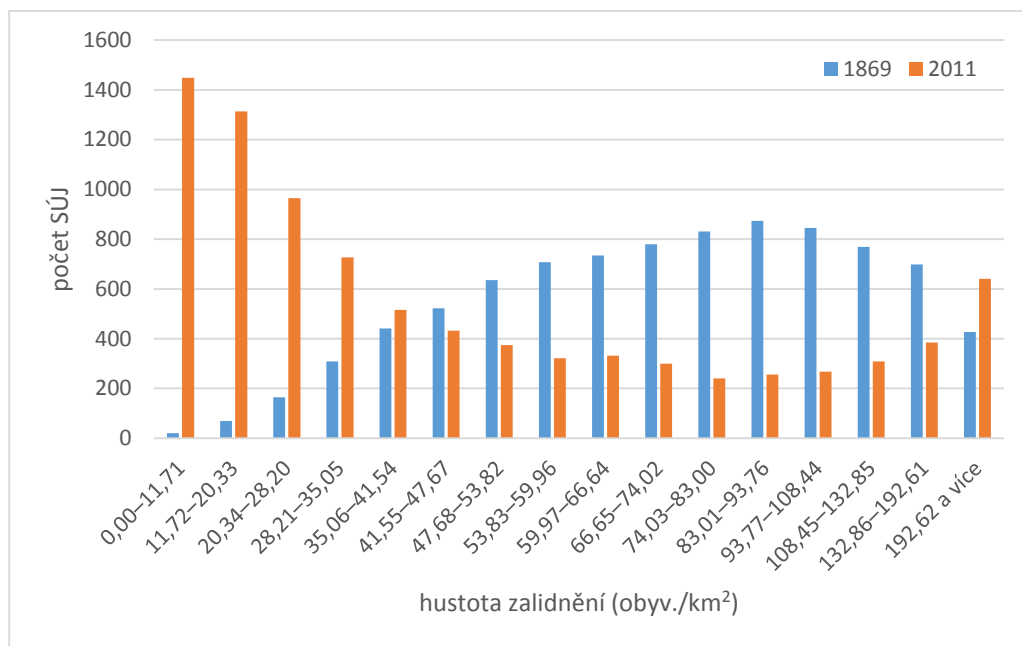
Celková hodnota sídelní a dopravní exponovanosti SÚJ je součtem bodů za obě její složky. Hodnota sídelní exponovanosti v nejužším vymezení (tedy pouze s jednou zónou exponovanosti) byla sečtena s hodnotou dopravní exponovanosti v užším vymezení (celkový počet bodů je 0 až 8). Hodnoty sídelní exponovanosti v širších vymezeních (se dvěma až pěti zónami exponovanosti) byly sečteny s hodnotou dopravní exponovanosti v širším vymezení. Celkový počet bodů u nejširšího vymezení s pěti zónami je 0 až 16 (příloha 4); dále je právě toto označováno jako „širší vymezení sídelní a dopravní exponovanosti“ (ostatní „širší“ vymezení jsou totiž dále používána jen výjimečně – vždy je to jasně uvedeno).

#### **4.4 Hustota zalidnění**

Jako ukazatel lokální exponovanosti území byla zvolena hustota zalidnění (počet obyvatel na km<sup>2</sup>) za katastrální území (podle vymezení k 1. 1. 2016 dle ČSÚ 2015). Vývoj hustoty zalidnění Česka v období 1921–2011 a celou řadu dalších charakteristik obsahuje Historický atlas obyvatelstva českých zemí (Ouředníček, Jichová, Pospíšilová 2017); data jsou zde agregována na úrovni dobových okresů. Vztah hustoty zalidnění a intenzity využívání krajiny není lineární (srov. Kabrda 2003), ale od určité hustoty zalidnění se již jedná o městskou krajinu s podobnou strukturou využití ploch, přestože se hodnoty hustoty zalidnění různých katastrálních území ležících ve městech velmi výrazně liší. Hustota zalidnění tak souvisí s intenzitou využití krajiny spíše v hrubších obrysech, a proto je účelné ji rozčlenit do tříd. Kromě původních hodnot (příloha 5) byla tedy použita ještě hustota zalidnění klasifikovaná do 16 tříd (0 až 15; 15 nejvyšší). Hodnoty byly rozděleny podle pořadí ve všech šesti časových horizontech zároveň (tj. 1869, 1890, 1930, 1950, 1991, 2011) tak, aby v každé třídě byl pokud možno stejný počet SÚJ (tedy 3310, v nejvyšší třídě pouze 3306 SÚJ). Doplňkově je v některých hodnoceních použito také pořadí SÚJ dle hustoty zalidnění.

Obrázek 3 ukazuje rozdělení hodnot klasifikované hustoty zalidnění (výše uvedeným způsobem) na počátku a na konci sledovaného období (vzhledem k tomu, že jinde hranice těchto tříd uvedeny nejsou, je zvolena vyšší přesnost na dvě desetinná místa). Jasně patrné jsou z něj důsledky proběhlých hierarchizačních a koncentračních procesů spojených s urbanizací (viz Hampl 2005), které vedly k vytvoření silné polarizace mezi jádrovými a periferními oblastmi.

Obr. 3 – Počet SÚJ v jednotlivých třídách klasifikované hustoty zalidnění v letech 1869 a 2011



Zdroj: Bičík a kol. (2013), ČSÚ (2015).

Pozn.: Počet srovnatelných územních jednotek (SÚJ) ke každému roku je 8826.

Postupné utváření systému osídlení vyšší úrovně komplexity se odráží ve změně statistického rozdělení hodnot během celého sledovaného období (příloha 6, kde je zachyceno všech šest použitých sčítání lidu). Zatímco v 19. století se ještě jednalo o unimodální a do jisté míry symetrické rozdělení (typické především pro soubor elementů), data sčítání 1950 již odpovídají přechodnému rozdělení (jinak typickému pro soubor semikomplexů). Sčítání k roku 1930 zachytilo jakýsi dílčí přechod mezi zmíněnými typy. Nakonec ve sčítání lidu 1991 a ještě o něco výrazněji roku 2011 se hodnoty blíží pozitivnímu krajně asymetrickému rozdělení (typickému pro soubor komplexů; srov. Hampl 1998, s. 45). Hlavní odlišností od tohoto rozdělení je častější zastoupení nejvyšších hodnot (v pravé části grafu), které odpovídají městským střediskům (a případně jejich nejbližšímu okolí). Je to způsobeno nespíše tím, že jsou z důvodu hodnocení dat o využití krajiny sledovány tzv. srovnatelné územní jednotky (SÚJ), tj. sloučená katastrální území. Jedno velké město je tvořeno více SÚJ, která všechna mají velmi vysokou hustotu zalidnění – město je tedy v grafu reprezentováno více jednotkami, což zvyšuje četnost nejvyšší třídy. Roli může hrát také fakt, že není znázorněna absolutní velikost jevů (tj. celková populační velikost jednotek), ale jsou relativizovány přepočtem na km<sup>2</sup>. Šanci dostat se do nejvyšší třídy tak mají i menší města s vysokou hustotou zalidnění.



### *Kombinace hustoty zalidnění se sídelní a dopravní exponovaností*

Uvažujeme-li hustotu zalidnění jako lokální exponovanost území (z hlediska rozmístění obyvatelstva), lze pak kombinaci ukazatelů hustoty zalidnění se sídelní a dopravní exponovaností označit krátce jako *sociálněgeografickou exponovanost*. Spojení hustoty zalidnění (neklasifikovaných hodnot) se sídelní a dopravní exponovaností v jeden ukazatel bylo vypočítáno podle vzorce  $HZ + HZ \cdot \frac{SDE}{SDE_{max}}$ , kde  $HZ$  je hustota zalidnění,  $SDE$  je sídelní a dopravní exponovanost,  $SDE_{max}$  je maximální hodnota této exponovanosti, tedy 16 bodů v případě širšího vymezení exponovanosti a 8 v případě užšího vymezení. SÚJ s maximální exponovaností tak získávají dvojnásobnou hodnotu, než byla původní hustota zalidnění; naopak periferním územím s nulovou exponovaností zůstává pouze původní hustota zalidnění. Výhodou je vyjádření výsledku v původních jednotkách hustoty zalidnění (obyv./km<sup>2</sup>), nevýhodou prohloubení asymetrického rozdělení hodnot (velmi vysoké hodnoty u hustě zalidněných měst se až zdvojnásobí, pokud leží v exponovaném území) a větší vliv hustoty zalidnění na celkový výsledek.

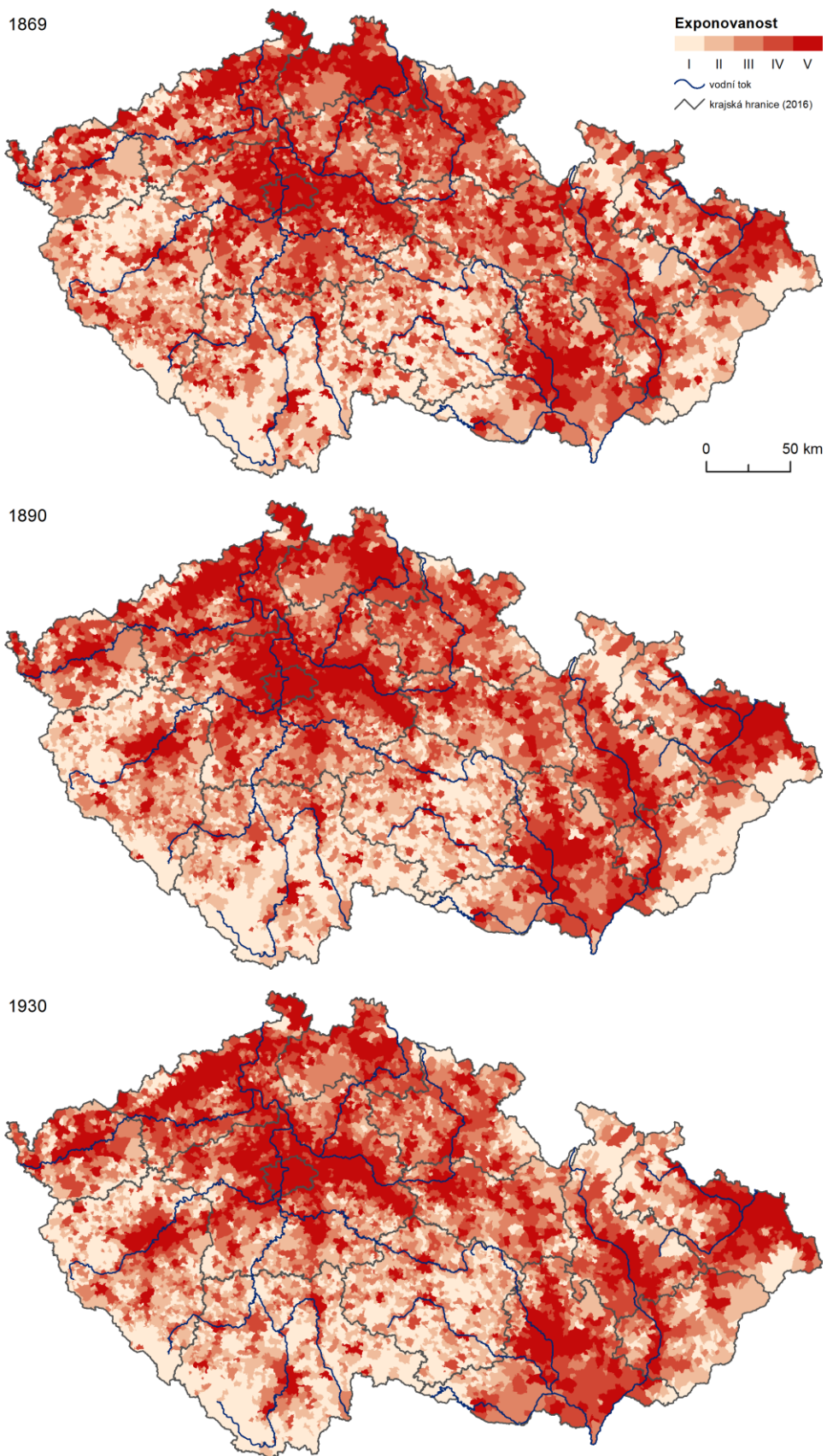
Spojení hustoty zalidnění (klasifikované do 16 tříd) se sídelní a dopravní exponovaností je součtem obou hodnot (bodů). Kromě prostého součtu byly vyzkoušeny také další varianty, v nichž byla váha exponovanosti snížena či zvýšena vynásobením těmito hodnotami: 0,25; 0,5; 1,5; 2,0. V následném hodnocení korelací s ukazateli využití krajiny se však ukázalo, že se síly asociace těchto variant vzájemně liší pouze v řádu jednotek procent. Proto je dále používána pouze základní varianta (tj. poměr hustoty zalidnění a exponovanosti 1:1; obr. 4). Doplnkově je v práci použita také kombinace hustoty zalidnění se sídelní a dopravní exponovaností, kdy jsou hodnoty každého z obou ukazatelů standardizovány pomocí z-skórů a následně sečteny.

### *Poznámky ke kartogramům*

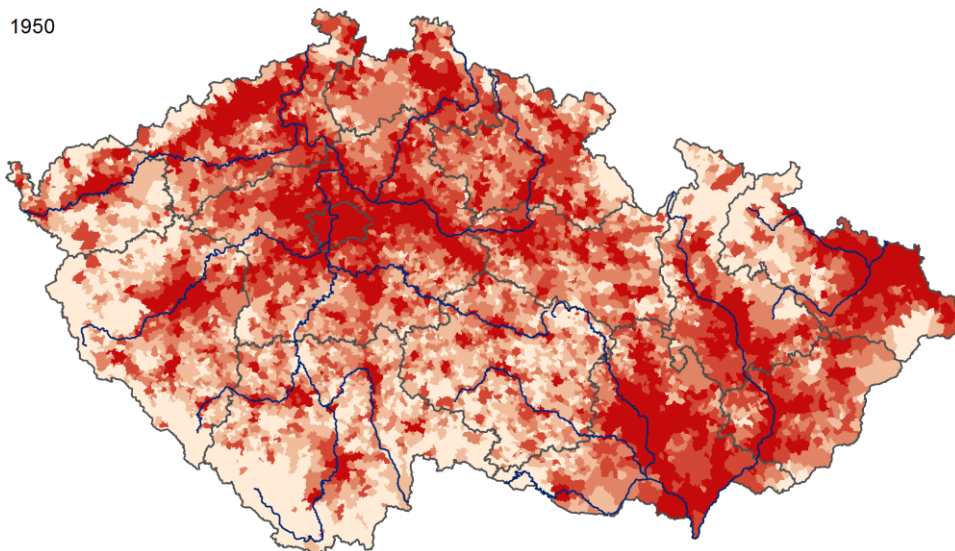
Pro zobrazení sociálněgeografické exponovanosti (i některých dalších ukazatelů) v kartogramech byly výsledné hodnoty za každý časový horizont rozděleny do pěti tříd tak, aby celková rozloha území v jednotlivých třídách byla vzájemně co nejpodobnější.

Mapy obsahují kromě hlavního tematického obsahu také síť vybraných hlavních říčních toků, které až do rozvoje železniční dopravy v 19. století, představovaly prakticky jedinou možnost přepravy objemných nákladů na větší vzdálenosti, měly tedy určitý význam z hlediska dopravní exponovanosti (kap. 2.2). Nížiny těchto toků (v jejich středních či dolních částech) díky příznivým přírodním podmínkám také v řadě případů tvořily páteř osídlení tzv. starých sídelní oblastí i pozdějších systémů osídlení; lze v nich tedy přinejmenším na počátku sledovaného období očekávat vyšší hustotu zalidnění. Kartogramy jsou datovány dle roku sčítání lidu.

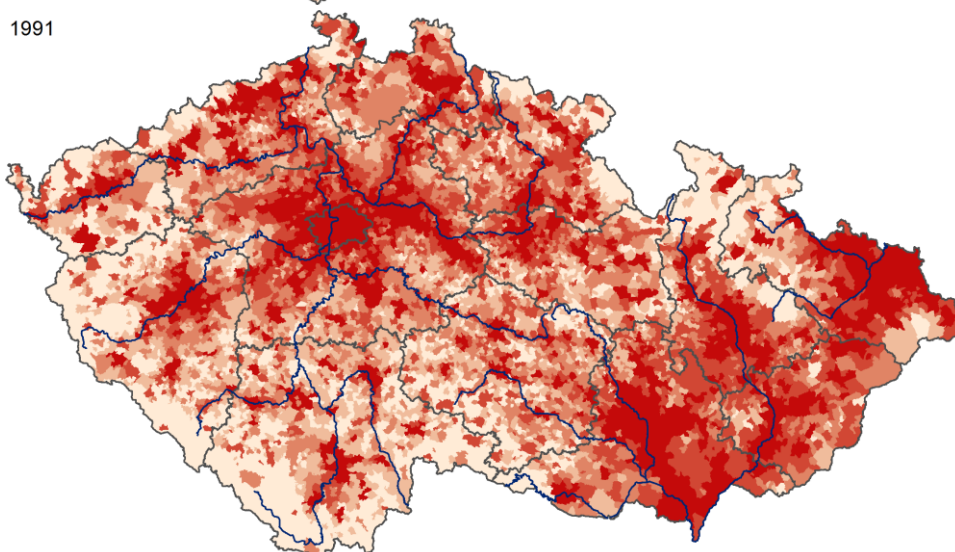
Obr. 4 – Sociálněgeografická exponovanost\* Česka 1845/69–2011



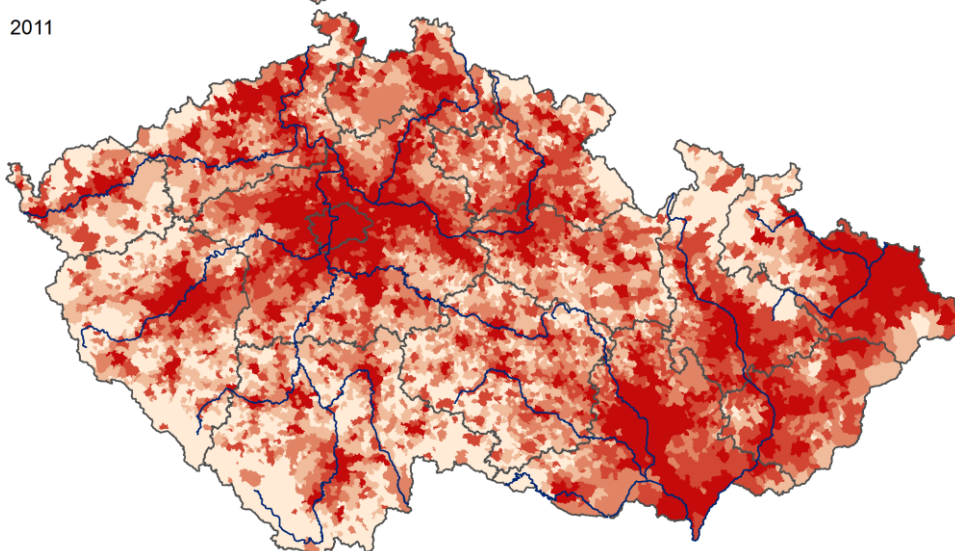
1950



1991



2011



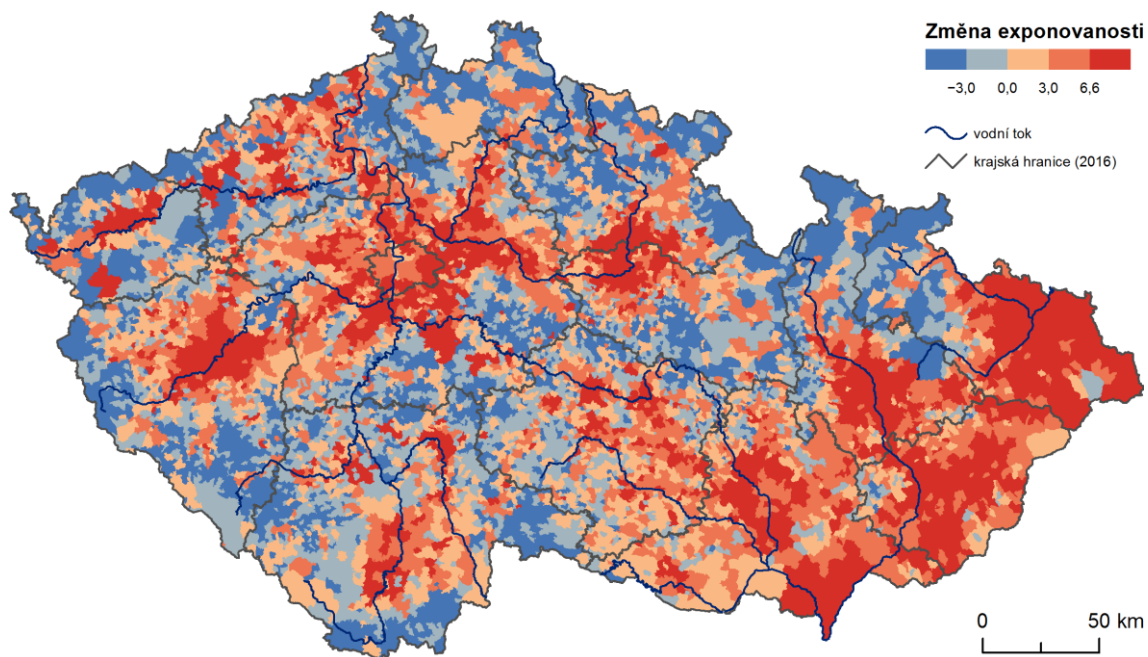
Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).

Pozn.: \*Hustota zalidnění (třídy) + SDEo (širší). SÚJ rozděleny do pěti tříd s přibližně stejnou celkovou rozlohou (I nejnižší, V nejvyšší).

Dále jsou v mapách zobrazeny krajské hranice v roce 2016. Na rozdíl od řek, které tvoří přirozené spojnice v krajině, tyto administrativní hranice představují reálnou bariéru v rámci sociálněgeografické sféry. To se potvrdilo např. výzkumy tzv. vnitřních periferií, jejichž vymezení do značné míry krajské hranice kopíruje (Musil 1988; Musil, Müller 2008). Jedná se tedy o periferie z hlediska mezoregionální úrovně, jejíž střediska jsou od poloviny 20. století prakticky shodná se současnými (srov. tab. 4). Tyto hranice tak nemají význam pouze pro uvedený rok 2016, ale přinejmenším pro období posledních 70 let (a většinou ještě delší).

Velmi zajímavá jsou srovnání sociálněgeografické exponovanosti mezi různými časovými horizonty. Ve změně exponovanosti mezi časovými horizonty 1869 a 2011 se jasně projeví vnější periferie (Ašský, Šluknovský, Broumovský, Javornický a Osoblažský výběžek a severní část Frýdlantského, Dačicko, Kaplicko, Tachovko a další) i vnitřní periferie (často při krajských hranicích). Přitom například Šluknovský výběžek patřil díky napojení na saská města k předním regionům v počátcích industrializace (obr. 5).

Obr. 5 – Změna sociálněgeografické exponovanosti Česka 1845/69–2011



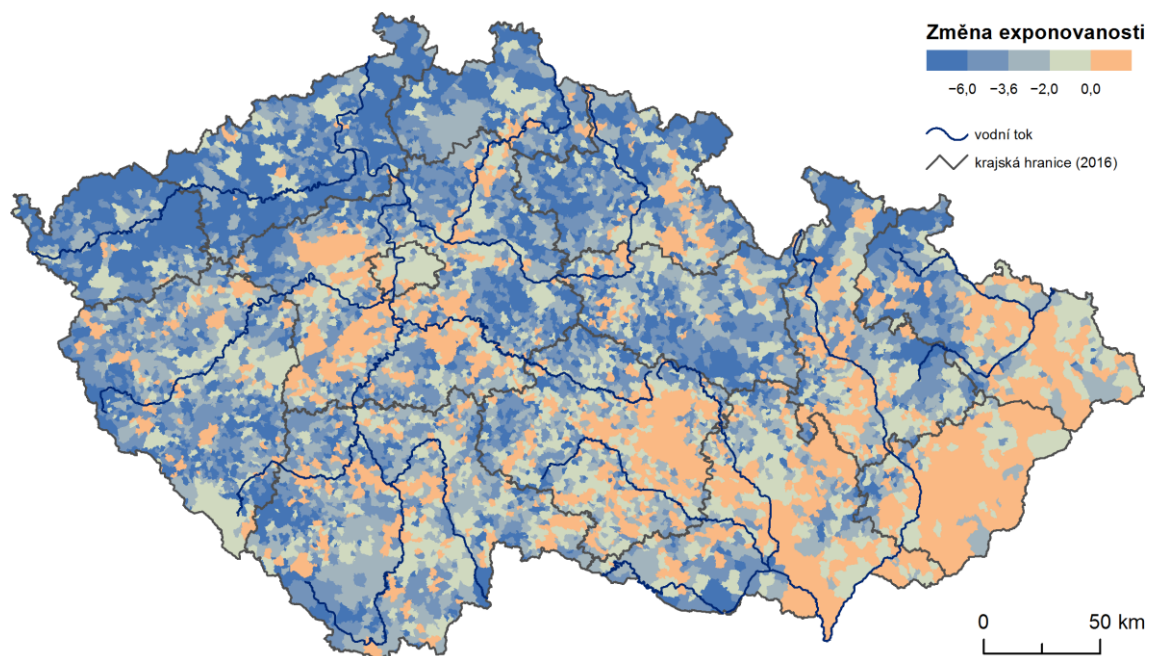
Zdroje: viz obr. 4

Pozn.: Změna počtu bodů mezi časovými horizonty: hustota zalidnění (třídy) + SDEo (širší).

Vývoj od 30. let, především zásadní změnu po 2. světové válce, kterou bylo vysídlení téměř tří milionů českých Němců, a výsledek následné snahy o dosídlení některých území zachycuje obr. 6. Nejméně se vysídlení dotklo Zlínského kraje, což byl kromě Prahy jediný kraj (podle vymezení v roce 2016), ve kterém se mezi lety 1930 a 1950

zvýšil počet obyvatel. Patrné je také zvýšení exponovanosti ve východní části kraje Vysočina, kde se může jednat o důsledek pozdní socialistické industrializace tohoto regionu.

Obr. 6 – Změna sociálněgeografické exponovanosti Česka 1930–1990



Zdroje: viz obr. 4

Pozn.: Změna počtu bodů mezi časovými horizonty: hustota zalidnění (třídy) + SDEo (širší).

#### 4.5 Vztahy mezi ukazateli přírodních a společenských podmínek

Ještě než bude hodnocen vliv vybraných ukazatelů přírodních a společenských podmínek na využití krajiny, podívejme se na vztahy (a jejich vývoj) mezi nimi navzájem. Statisticky byla vyhodnocena vzájemná asociace „vysvětlujících“ proměnných pomocí Pearsonova korelačního koeficientu ( $r$ ; tab. 8). Velká síla asociace (absolutní hodnota  $r$  větší než 0,7; viz kap. 3.3) byla zaznamenána pouze mezi nadmořskou výškou a bodovou výnosností zemědělské půdy. Lze tedy předpokládat multikolinearitu mezi těmito ukazateli. U ostatních dvojic proměnných se jedná maximálně o střední sílu asociace (nejvýše 0,59 – mezi nadmořskou výškou a sídelní a dopravní exponovaností v širším vymezení).

V zásadě lze říci, že se síla asociace mezi všemi ukazateli přírodních a společenských podmínek během celého hodnoceného období postupně zvyšovala. Vzhledem k tomu, že nadmořská výška a sklonitost se prakticky téměř nezměnily, jde o důsledek přizpůsobování územního vzorce organizace společnosti (přinejmenším z hlediska zde sledovaných ukazatelů hustoty zalidnění a také sídelní a dopravní exponovanosti) těmto

přírodním podmínkám během procesu urbanizace. V několika případech bylo ale nejvyšší síly asociace dosaženo v roce 1950, což lze vysvětlit vysídlením Němců, kteří žili převážně v pohraničních horských a podhorských oblastech. Nejvyšší sílu asociace ukazatele společenských podmínek vykazují s nadmořskou výškou, naopak nejnižší se sklonitostí. V 19. století (roky 1869 a 1890) dokonce vztah hustoty zalidnění a sklonitosti nebyl statisticky významný (na hladině 5 %). Ostatní vztahy signifikantní jsou, což je dáno také velkým celkovým počtem SÚJ – statisticky významné pak jsou i velmi slabé asociace.

Tab. 8 – Vztahy mezi ukazateli přírodních a společenských podmínek v Česku 1869–2011 (Pearsonův korelační koeficient)

		nadmořská výška	sklonitost	bodová výnosnost
sklonitost		0,45		
bodová výnosnost		-0,77	-0,52	
rok				
hustota zalidnění (hodnoty)	1869	-0,06	0,00 <sup>n</sup>	0,06
	1890	-0,09	-0,01 <sup>n</sup>	0,08
	1930	-0,13	-0,02	0,10
	1950	-0,15	-0,04	0,10
	1991	-0,17	-0,05	0,11
	2011	-0,19	-0,06	0,14
hustota zalidnění (16 tříd)	1869	-0,23	-0,03	0,17
	1890	-0,30	-0,07	0,25
	1930	-0,39	-0,09	0,33
	1950	-0,48	-0,16	0,40
	1991	-0,42	-0,15	0,36
	2011	-0,44	-0,16	0,37
sídelní a dopravní exponovanost – užší	1869	-0,15	-0,11	0,15
	1890	-0,29	-0,11	0,21
	1930	-0,31	-0,12	0,23
	1950	-0,31	-0,12	0,23
	1991	-0,32	-0,15	0,25
	2011	-0,33	-0,16	0,25
sídelní a dopravní exponovanost – širší	1869	-0,40	-0,05	0,29
	1890	-0,53	-0,13	0,39
	1930	-0,56	-0,21	0,43
	1950	-0,59	-0,21	0,45
	1991	-0,56	-0,23	0,44
	2011	-0,56	-0,24	0,45

Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011), SPÚ (2017).  
Pozn.: <sup>n</sup> – Hodnota není statisticky významná na hladině 5 %.

Tabulka 9 uvádí vzájemné vztahy pouze mezi ukazateli společenských podmínek. Síla asociace je vypočítána mezi hustotou zalidnění v daném roce (např. 1869) a sídelní a dopravní exponovaností v témže roce. Také zde se ukázalo postupné zesilování vztahu, protože se během urbanizačního procesu obyvatelstvo koncentrovalo do území s vyšší exponovaností (čímž se jejich exponovanost dále zvyšovala) – oproti počátku sledovaného období, kdy bylo rozmístění obyvatelstva relativně rovnoměrnější.

Tab. 9 – Vzájemné vztahy mezi ukazateli společenských podmínek v Česku 1869–2011 (Pearsonův korelační koeficient)

rok		sídelní a dopravní exponovanost – užší	sídelní a dopravní exponovanost – širší
1869	hustota zalidnění (hodnoty)	0,14	0,10
1890		0,16	0,13
1930		0,24	0,20
1950		0,24	0,21
1991		0,29	0,24
2011		0,31	0,27
1869	hustota zalidnění (16 tříd)	0,22	0,23
1890		0,28	0,29
1930		0,38	0,38
1950		0,43	0,47
1991		0,46	0,43
2011		0,48	0,48

Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).

Pozn.: Všechny hodnoty jsou statisticky významné na hladině 5 %.

Pearsonův korelační koeficient je vhodné použít při zjišťování síly asociace, když lze předpokládat normální rozdělení obou (spojitých) proměnných a linearitu jejich vztahu. Pokud jedna z těchto podmínek není splněna, je vhodnější Spearmanův korelační koeficient pořadí, který udává, do jaké míry má vztah proměnných vzestupný nebo sestupný charakter (neboli zda vztah proměnných odpovídá nějaké rostoucí či klesající funkci). Hustota zalidnění obcí nemá normální rozdělení, ale naopak se se v ní odráží výrazná velikostní diference sídel vyplývající z hierarchického uspořádání systému osídlení (a komplexních systémů obecně), tedy „mnoho minim – málo maxim“ (Hampl 1998). Nalezneme mnoho územních jednotek ve venkovských oblastech s relativně nízkou hustotou zalidnění a omezený počet městských středisek s velmi vysokou hustotou zalidnění. Ani vztah územní exponovanosti (příp. hustoty zalidnění) a ukazatelů využití krajiny však nemá lineární charakter.

Spearmanův korelační koeficient pořadí pro vztahy hustoty zalidnění s ukazateli přírodních podmínek nabývá podobných hodnot jako Pearsonův korelační koeficient pro vztah hustoty zalidnění podle 16 tříd s ukazateli přírodních podmínek. Rozdělení hodnot hustoty zalidnění do tříd (v případě Pearsonova koeficientu) mělo podobný efekt jako použití pořadí těchto hodnot (tj. Spearmanův koeficient) – v obou případech byl eliminován problematický efekt krajně asymetrického rozdělení hodnot hustoty zalidnění. Tím se potvrdilo, že nízké hodnoty koeficientů v první části tab. 8 jsou způsobeny tím, že proměnné nemají normální rozdělení hodnot a/nebo vztahy proměnných nemají lineární charakter. Hodnoty Spearmanova korelačního koeficientu pořadí jsou uvedeny v příloze (č. 7 a 8). Menší rozdíly mezi výslednými hodnotami korelací přírodních podmínek s hustotou zalidnění rozdělenou do 16 tříd (dle Pearsonova koeficientu) a korelací pořadí (hustoty zalidnění a ukazatelů přírodních podmínek dle Spearmanova koeficientu) lze vysvětlit tím, že ani hodnoty přírodních podmínek nemají zcela normální rozdělení hodnot, a také vztah s hustotou zalidnění není lineární.

Hodnoty korelací sídelní a dopravní exponovanosti (užší i širší) s ukazateli přírodních podmínek jsou při použití Pearsonova i Spearmanova koeficientu velmi podobné, což vyplývá z konstrukce ukazatele exponovanosti na základě bodového hodnocení. Podstatným zjištěním je, že oba korelační koeficienty zaznamenaly v zásadě postupný nárůst hodnot v čase, tedy pokračující zesilování asociace mezi všemi ukazateli přírodních a společenských podmínek. Lidská společnost tak v průběhu zhruba 140 let postupně koncentrovala své aktivity (bydlení, dopravní infrastruktura) do stále přírodně příznivějších území (tedy s nižší nadmořskou výškou, nižší sklonitostí a vyšší výnosností zemědělské půdy).

Obdobná vysvětlení, která byla uvedena výše pro rozdíly hodnot korelačních koeficientů (Pearsonova a Spearmanova) pro ukazatele přírodních a společenských podmínek, lze uplatnit také pro vzájemné vztahy ukazatelů společenských podmínek (tab. 9, příloha 8). I v případě těchto vztahů došlo k postupnému nárůstu síly asociace v čase (jako v případě vztahů přírodních a společenských podmínek). Urbanizační procesy vedly k tomu, že hustota zalidnění (tedy jakási lokální exponovanost) stále více souvisí s celkovou sídelní a dopravní exponovaností. Celý systém osídlení se stává provázanějším, což odpovídá přechodu prostorové organizace společnosti do „organického“ (post-industriálního) systému (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987).

Než budou vytvořené modely sociálněgeografické exponovanosti použity k hodnocení vlivu vybraných přírodních a společenských podmínek na intenzitu využití krajiny, bude nejdříve představen širší kontext extenzifikačních procesů a (nejen s nimi) souvisejících ztrát zemědělské a orné půdy ve světě, v Evropě a v Česku.



## **5. Extenzifikační procesy využití krajiny v kontextu ztrát zemědělské a orné půdy**

### **5.1 Extenzifikační procesy a ztráty půdy ve světě**

Jørgensen (2010) ukázal na datech FAO, že k úbytku/ztrátě zemědělské půdy dochází v mnoha různých regionech světa. Přestože se celková rozloha zemědělské půdy zvětšuje, ve více než 80 státech dochází k jejímu poklesu. Mezi lety 1961 a 2003 ubylo na Zemi 2,3 milionu km<sup>2</sup> zemědělské půdy. Ztráty půdy se týkají prakticky všech zemí globálního Severu a také řady zemí Jihu (např. Indie, Indonésie, Nigérie, Írán). Země rozdělil do šesti typů: americký (USA), francouzský, japonský, maďarský, ruský a smíšený (podle jejich typických představitelů). Typologie je založena na vzájemné souvislosti vývoje rozlohy zemědělské půdy a množství produkce. V nejjednodušším, americkém, typu (ke kterému patří i řada zemí západní Evropy) docházelo po celé období v důsledku zemědělské intenzifikace k úbytku zemědělské půdy a nárůstu produkce. Česko patří, spolu s dalšími státy středovýchodní Evropy a bývalé Jugoslávie, k maďarskému typu (přechodovému). V prvním fázi dochází k úbytku zemědělské půdy a nárůstu produkce (stejně jako u amerického typu), v druhé fázi po ekonomickém otřesu/krizi (kterou byl kolaps socialistické ekonomiky) následuje úbytek zemědělské půdy i pokles množství produkce (Jørgensen 2010). Tento úbytek zemědělské půdy byl z velké části ve prospěch zvyšování rozlohy lesů (srov. Mather 1992, 2002), v posledních desetiletích také travních porostů a po celou dobu samozřejmě také ve prospěch zastavěných a ostatních ploch (souvisejících mimo jiné s urbanizací).

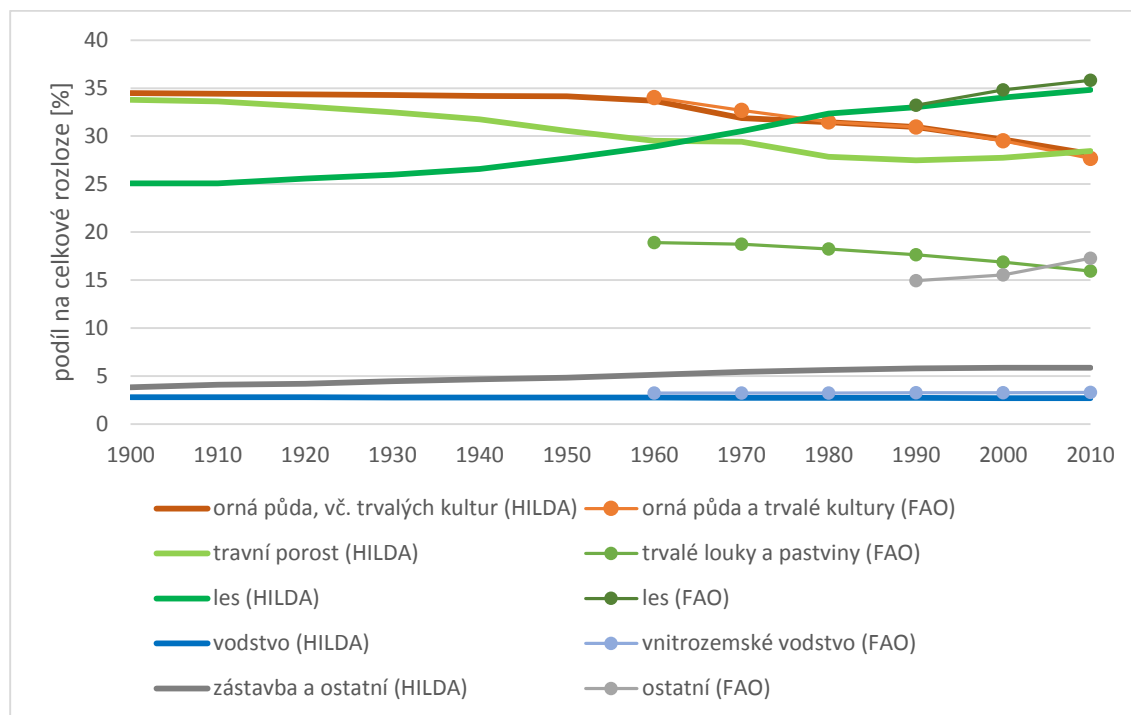
Úbytek (ztráta) orné či zemědělské půdy však není nutně negativním jevem. Problematické jsou především ztráty (zábory) kvalitní zemědělské půdy v blízkosti měst. Plodiny pak musí být pěstovány jinde, na horší půdě, což vyžaduje její větší výměru či nákladnější intenzifikační opatření, nebo jsou dováženy z jiných států. Naopak v přírodně nepříznivých podmínkách, typicky v horských a podhorských oblastech, je zalesnění či zatravnění orné půdy žádoucí z hlediska ochrany životního prostředí, přinejmenším se eliminuje eroze půdy. Pokud však orná půda zanikne ve větším měřítku, dochází zde ke ztrátě tradičního rázu kulturní krajiny (např. Lieskovský a kol. 2015).

### **5.2 Extenzifikační procesy a ztráty půdy v Evropě**

Pro hodnocení extenzifikačních procesů (a s nimi souvisejících ztrát zemědělské a orné půdy) na evropské úrovni lze využít řadu různých zdrojů dat. Časovému rozsahu pokrytému databází LUCC Czechia (1845–2010; Bičík a kol. 2013), které bude hlavním zdrojem pro další hodnocení na úrovni Česka, se nejvíce blíží evropská databáze

HILDA (*Historic Land Dynamics Assessment*; Fuchs a kol. 2015a). Srovnání této databáze s údaji FAOSTAT (FAO 2018)<sup>15</sup> ukazuje řadu podobností ale i odlišností ve vývoji (obr. 7).

Obr. 7 – Vývoj využití krajiny na území Evropské unie\* a Švýcarska 1900–2010



Zdroje: HILDA (Fuchs a kol. 2015a), FAO (2018)

Pozn.: \*bez Estonska, Lotyšska, Litvy, Slovinska a Chorvatska

Rozsah orné půdy, lesů a vodstva a jejich vývoj je podle databází HILDA a FAOSTAT téměř shodný. Naopak vymezení travních porostů (resp. trvalých luk a pastvin) je značně odlišné. Rozdíl spočívá v tom, že travní porosty v databázi HILDA zahrnují také přírodní pastviny, středomořskou křovinnou vegetaci a mokřady. Liší se nejen rozsahem (28,5 % versus 16,0 % celkové rozlohy), ale rovněž trendem vývoje. Databáze HILDA ukazuje zastavení úbytku travních porostů v 80. letech a jejich pozvolný nárůst po roce 1990. Naopak podle dat FAOSTAT úbytek trvalých luk a pastvin stále pokračuje. Oba zmíněné typy rozdílů mezi datovými zdroji nalezneme také v případě ostatních ploch (včetně zástavby). Narůstající rozloha lesů od přelomu 19. a 20. století již byla důkladně zkoumána a vysvětlena teorií lesního přechodu (Mather 1992, 2002). Zajímavější je z tohoto pohledu výrazné zpomalení poklesu výměry travních porostů v 80. letech, které je spojeno s poklesem dřívějšího tempa nárůstu lesů (podle dat HILDA).

<sup>15</sup> Kvůli srovnatelnosti s daty FAOSTAT nebyla z databáze HILDA použita data za Estonsko, Lotyšsko, Litvu a Slovinsko, které byly dříve součástí jiných států. Chorvatsko není v databázi HILDA zahrnuto. Byla použita data FAOSTAT pouze za roky 1961, 1970, 1980, 1990, 2000 a 2010.

Zvyšování rozlohy travních porostů od 90. let (dle HILDA) lze vysvětlit zásadní proměnou Společné zemědělské politiky EU (a jejích institucionálních předchůdců). V 50. až 80. letech, kdy byl problémem hlavně nedostatek potravin, byly podpory zaměřeny na produkci potravin, dotovány byly i ceny potravin a příjmy zemědělců (jako opatření k omezení vylidňování venkovských oblastí). Naopak od 90. let tato politika řešila problém nadprodukce a jejích dopadů na životní prostředí. Podporovány tak byly mimoprodukční funkce zemědělství a také jeho útlum; do popředí se dostal rozvoj venkova v širším smyslu (tedy nejen podpora zemědělců), s důrazem na znevýhodněné oblasti. Od roku 1988 bylo do této politiky zavedeno tzv. uvádění půdy do klidu (též půda vyňatá z produkce, záměrně nevyužívaná, anglicky *set-aside*), což se s MacSharryho reformou Společné zemědělské politiky (1992) stalo pro zemědělce hospodařící na větší výměře půdy povinné. Účelem bylo omezení negativních dopadů zemědělství na životní prostředí, k jejichž prohloubení vedla nadprodukce v předchozím období (viz např. Tschardtke, Batary, Dormann 2011; van Buskirk, Willi 2004). Extenzifikační procesy byly dále podpořeny dotacemi na zatravnění a zalesňování orné/zemědělské půdy i podporou ekologického zemědělství. Roku 2008 však došlo ke zrušení podpory uvádění půdy do klidu kvůli nižší úrodě v předchozích letech.

Obecněji rozlišili Terres a kol. (2015) tři skupiny hybných sil (hybatelů) opouštění zemědělské půdy. Zaprvé jde o nevhodné přírodní podmínky (klimatické, půdní, svažitý reliéf), jejichž vliv byl již v českém kontextu dostatečně prostudován (Bičík a kol. 2015, Kabrda 2008, Štych 2007). Zde je jim věnována pozornost kvůli možnosti srovnání výsledků s těmito staršími pracemi – vzhledem k tomu, že jsou k dispozici některá nová data. Druhá skupina je tvořena (převážně ekonomickými a demografickými) faktory nízké stability a životaschopnosti jednotlivých farem (nízký příjem, nízká adaptační schopnost farmy, stárnutí zemědělců a chybějící nástupce, nízká kvalifikace, malá rozloha farmy; Terres a kol. 2015). Jelikož se tato práce zabývá především hodnocením území Česka od 19. století, nejsou pochopitelně tato podrobná lokální data k dispozici a nelze tak tyto hybatele opouštění půdy zahrnout do hodnocení. Třetí skupina označená jako „regionální kontext“ se skládá z těchto hybatelů: nerozvinutý trh s půdou, předchozí opouštění půdy, odlehlost a nízká hustota zalidnění, pokles počtu obyvatel, celkový úpadek životních podmínek na venkově (Terres a kol. 2015). Autoři využili dat o hustotě zalidnění a pro hodnocení odlehlosti vytvořili časový model dopravní dostupnosti (jedná se o území Evropské unie na úrovni obcí). Rámcově podobný postup je použit i v této disertační práci. Získaná a zpracovaná data a vytvořený model sociálněgeografické exponovanosti umožňují hodnotit vliv výše zmíněných faktorů (konkrétně odlehlost a nízká hustota zalidnění, pokles počtu obyvatel) na procesy extenzifikace využití krajiny (hlavně zatravnění a zalesňování).

Evropské a středoevropské srovnání s daty krajinného pokryvu, včetně vyhodnocení extenzifikačních procesů, od přelomu 80. a 90. let umožňuje řada publikací, např. Feranec a kol. (2010, 2017), případně již od 70. let (Feranec a kol. 2000). Mezi zkoumanými procesy je také extenzifikace zemědělství, zalesňování a další. Podle použitých dat CORINE Land Cover byly extenzifikační procesy v Česku zdaleka nejrozsáhlejší ze všech sledovaných států, opouštění zemědělské půdy se věnují další

kapitoly této knihy. Vývoj krajinného pokryvu Česka pomocí dat CORINE Land Cover hodnotili dále např. Ponocná a kol. (2017). Příkladem studie zkoumající hybné síly extenzifikačních procesů v Evropě, také až od 90. let, je Levers a kol. (2016). Mnohé práce se z hlediska krajinného pokryvu zaměřují specificky na opouštění zemědělské půdy (např. Alcantara a kol. 2013, Estel a kol. 2015).

Jiný přístup, většinou zaměřený na delší časové období, představují metaanalýzy řady případových studií, z nich jsou vyvozovány obecnější závěry o extenzifikačních procesech a opouštění půdy (např. Lasanta a kol. 2017). Další metaanalýzu (pokrývající dlouhé období 250 let) hybných sil změn výměry zemědělské půdy a lesů v několika státech Karpatského regionu zpracovali Munteanu a kol. (2014). Jedním z jejich závěrů je, že zatímco institucionální, politické a ekonomické hybné síly vedly k odlesňování a rozšiřování zemědělské půdy, naopak sociodemografické hybné síly vedly k opouštění půdy. Obecnější možnosti využití metaanalýz při modelování změn krajiny představili Magliocca a kol. (2015). Literatury o extenzifikačních procesech a opouštění půdy v Evropě existuje velké množství, zde byly vybrané příklady uvedeny pro kontext tématu řešeného v disertační práci.

### **5.3 Vybrané charakteristiky vývoje (intenzity) českého zemědělství**

Zemědělská půda tvořila a tvoří většinu rozlohy Česka (67 % v roce 1845 a 54 % v roce 2010, podle dat katastru). Z hlediska celkového využití krajiny tedy hraje způsob využívání zemědělské půdy zásadní roli. Český statistický úřad poskytuje dlouhé časové řady zachycující vývoj zemědělství ve 20. století (ČSÚ 2018b). Pro hodnocení delšího (časového) kontextu multifunkčního zemědělství v Česku je využil Hrabák (2016). Z poslední doby stojí za pozornost statistická publikace Sálusové (2018), která představuje obsáhlý souhrn historických dat o vývoji zemědělství v průběhu sta let (1918–2017). Zde budou hodnoceny nejprve některé ekonomické aspekty změn zemědělství, jež se následně určitým způsobem odrážejí v celkové intenzitě zemědělského využití krajiny (kde je hlavním pramenem dat katastr nemovitostí). Sálusová (2018) také uvádí podrobná data o vývoji hektarových výnosů mnoha plodin, které přímo vypovídají o převážně rostoucí intenzitě zemědělství.

#### *Vybrané ekonomické aspekty zemědělství*

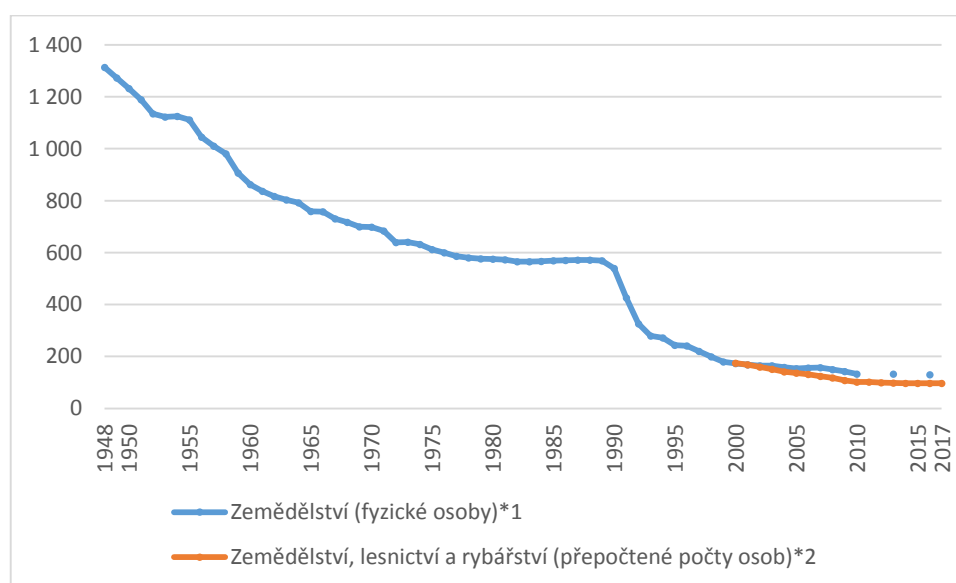
Počet lidí využívajících při své práci půdu, tedy zemědělců, se během sledovaného období zásadně proměnil. Získaná statistická data zachycují tento vývoj od poloviny 20. století (obr. 8). V podstatě se jedná o postupný pokles (tvarem připomínající kvadrant elipsy) počtu pracujících v zemědělství, kde ještě roku 1945 pracovalo cca 1,6 milionu lidí (Grešlová Kušková 2013). Tento pokles je důsledkem zvyšování produktivity práce v „zemědělské výrobě“ průmyslového typu; je přerušen pouze v 70. a 80. letech, kdy se zastavil. Bylo to způsobeno zejména zaměstnaností v tzv.

přidružených výroбах JZD a státních statků, které se zabývaly různými typy ekonomických aktivit spadajících do sektorů průmyslu a služeb. Ve skutečnosti tak tito lidé zemědělskou činnost nevykonávali. Po roce 1989 přestali být evidováni v rámci zemědělství, což vysvětluje náhlý pokles počtu pracujících. V řadě případů se tyto přidružené výroby osamostatnily, nebo zanikly.

S krajinou a prací v ní jsou úzce spojena také ostatní odvětví primárního sektoru (priméru), lesnictví a rybářství. Počet pracujících v priméru od roku 2000 je v obr. 8 také zachycen. Dohromady odpovídající třídy využití krajiny (tedy zemědělská půda, lesní a vodní plochy) zaujímaly 97 % celkové rozlohy v roce 1845, 96 % roku 1948 a 89 % v roce 2010. Zbývající část tvoří zastavěné a ostatní plochy, tedy zejména zástavba, pozemní komunikace, těžební oblasti, vojenské prostory a další.

Lidé tak v průběhu 20. století ztratili každodenní a bezprostřední kontakt s (mimoměstskou) krajinou – především vlivem výrazného poklesu zaměstnanosti v zemědělství (resp. v priméru). V roce 2017 byla v primárním sektoru zaměstnána pouze 2,4 % celkového počtu zaměstnanců. Krajina se tak pro velkou většinu lidí proměnila v „hřiště“ (Palang 2012), kde tráví různými rekreačními a sportovními aktivitami svůj volný čas.

Obr. 8 – Pracující v zemědělství a priméru v Česku 1948–2017 (v tisících osob)

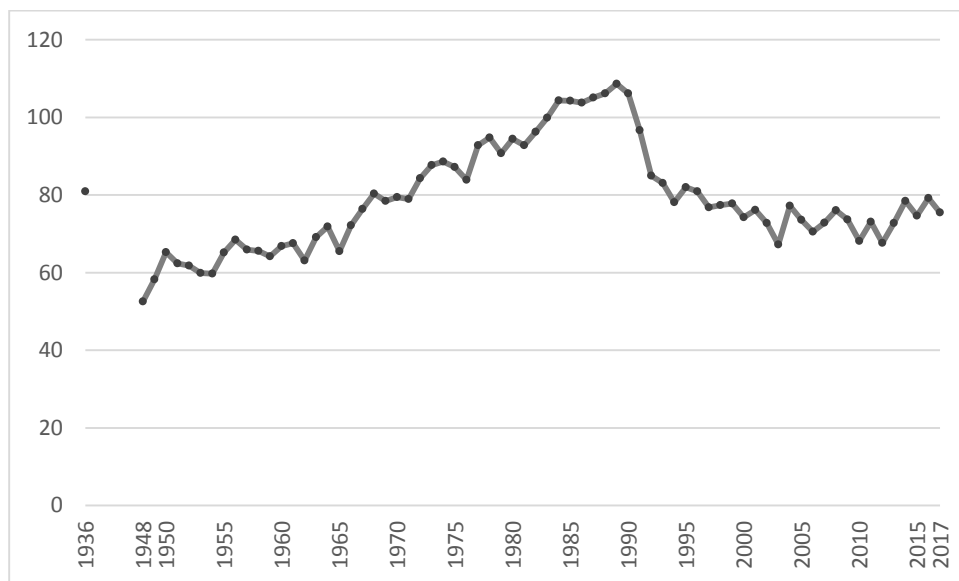


Zdroj: Sálusová (2018). Pozn.: \*1 od roku 2002 podle metodiky EU; od roku 2010 údaje pouze ze Strukturálních šetření v zemědělství. \*2 zaměstnanci podle odvětví CZ-NACE, přepočteno na plné úvazky; za roky 2016 a 2017 předběžné údaje.

Vývoj intenzity zemědělství lze sledovat mimo jiné na základě hodnoty zemědělské produkce (např. ve vztahu k celkové výměře zemědělské či orné půdy, srov. obr. 13, 14). Hodnotu celkové zemědělské produkce mezi lety 1936 a 2016 ukazuje obr. 9.

Velmi podobné celkové hodnoty jako v roce 1936 bylo dosaženo např. v letech 1970 a 2016, mezi nimi došlo k řadě poklesů i nárůstů této hodnoty. Vyšší než předválečné hodnoty výroby (80,9 mld. Kčs) bylo dosahováno v letech 1972–1993 a 1995. Toto období 70. a 80. let se vyznačovalo další intenzifikací zemědělské výroby (Toman, Coudl, Tuček 2012). Od roku 2012 lze pozorovat opět spíše rostoucí trend.

Obr. 9 – Vývoj celkové hodnoty zemědělské produkce v Česku 1936–2017 (mld. Kčs/Kč, stálé ceny roku 1989)

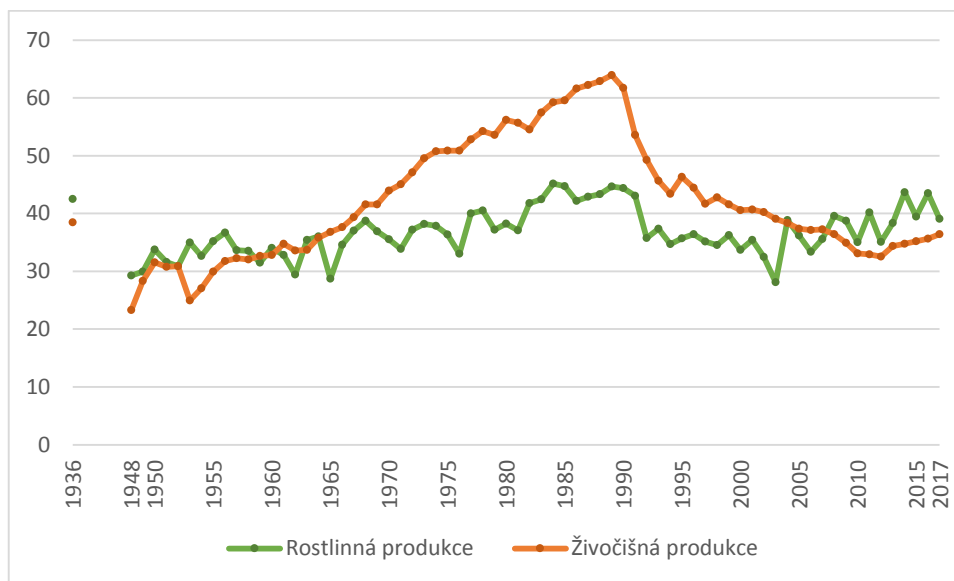


Zdroj: Sálusová (2018). Pozn.: za rok 2017 předběžný údaj

Celkový vývoj zemědělské produkce je vhodné doplnit o samostatné pohledy na rostlinnou a živočišnou produkci, neboť mezi nimi nalezneme zásadní rozdíly. Pro dlouhodobý vývoj hodnoty rostlinné produkce jsou typické méně výrazné změny než u živočišné výroby (obr. 10). Prakticky po celé sledované období se ovšem celková výměra zemědělské půdy snižovala (obr. 13), což bylo umožněno díky rostoucím hektarovým výnosům. Větší krátkodobé kolísání hodnoty rostlinné produkce je patrně způsobeno klimatickými faktory ovlivňujícími množství a kvalitu úrody v daném roce.

Předválečnou rostlinnou produkci (k roku 1936) ve výši 42,5 mld. Kčs (v stálých cenách roku 1989) se podařilo překonat pouze v letech 1984–1991 (kromě roku 1986) a dále v poslední době, v letech 2014 a 2016. Významným přelomem byl vstup Česka do Evropské unie, což znamenalo více dotací především pro rostlinnou výrobu (podrobněji níže). Dosavadní klesající trend hodnoty její produkce (od roku 1989) se rokem 2004 obrátil v trend rostoucí.

Obr. 10 – Vývoj hodnoty rostlinné a živočišné produkce v Česku 1936–2017 (mld. Kčs/Kč, stálé ceny roku 1989)



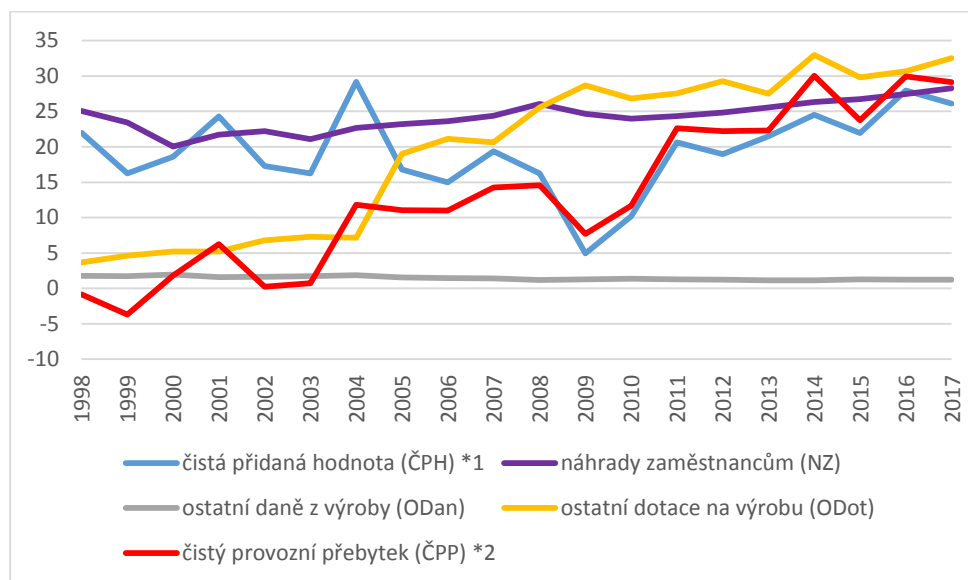
Zdroj: Sálusová (2018). Pozn.: za rok 2017 předběžné údaje

Hodnota živočišné produkce zaznamenala v průběhu 20. století podstatně výraznější změny. Předválečná produkce ve výši 38,4 mld. Kčs byla opět dosažena roku 1967. Po celé socialistické období živočišná produkce téměř kontinuálně rostla, rychlejším tempem od poloviny 60. let. Postupně byly budovány rozsáhlé vepřiny, kraviny atd., řada z nich se pak při razantním poklesu výroby po roce 1989 začala proměňovat v tzv. agrobrownfieldy. Jejich přítomnost také patří k výrazným projevům extenzifikačních procesů v české krajině. Hodnota živočišné výroby klesla pod předválečnou úroveň v roce 2004, ale na rozdíl od rostlinné výroby zde nedošlo k okamžité změně trendu; pokles se zastavil až v roce 2012. Omezení živočišné výroby má pozitivní dopad na životní prostředí, např. ve snížení produkce skleníkových plynů a spotřeby vody. V současnosti hodnota rostlinné produkce opět převyšuje živočišnou produkci, což pro české zemědělství platilo téměř do konce 50. let 20. století.

V posledním období lze situaci českého zemědělství dokreslit ještě ukázkou podrobnějších ekonomických ukazatelů, které jsou k dispozici (viz Sálusová 2018) – neboť výše dotací (a jejich nastavení a kontrola) zásadním způsobem ovlivňuje podobu současného zemědělství i zemědělsky využívané krajiny. Významný mezník v tomto ohledu představoval vstup Česka do Evropské unie roku 2004. Výše „ostatních dotací na výrobu“ v roce 2006 se oproti roku 2004 téměř ztrojnásobila (obr. 11). Od roku 2009 tyto dotace převyšují hodnotu náhrad (především mezd) vypláceným zaměstnancům v zemědělství. Celková výše náhrad zaměstnancům se za celé období 1998–2017 zvýšila jen nevýrazně, o 12,7 %. Čistý provozní přebytek (smíšený důchod) se díky

tomu pohybuje, oproti období před vstupem do EU, ve vysokých kladných hodnotách, průměrně 19,2 mld. Kč ročně (v letech 2005–2017).

Obr. 11 – Souhrnný zemědělský účet – účet tvorby důchodu v Česku 1998–2017 (mld. Kč, běžné ceny)



Zdroj: Sálusová (2018)

Pozn.: \*1 v základních cenách

\*2 čistý provozní přebytek (/smíšený důchod) = ČPH - NZ - ODan + ODot

Lze tedy říci, že společnost skrze dotace na výrobu platí od roku 2009 zemědělským podnikům – od malých hospodářů až po největší akciové společnosti – jejich zaměstnance (a ještě více). Otázkou je, zda za to společnost dostává zpět očekávané výstupy, především v oblasti péče o krajinu (zadržování vody v krajině, omezování eroze půdy způsobené mimo jiné příliš rozsáhlými půdními bloky atd.). Vzhledem k velmi nízkým hodnotám nákladových úroků (ale i výnosových úroků) a jen pozvolna rostoucí výši pachtovného, vývoj podnikatelského důchodu v zásadě kopíruje trend čistého provozního přebytku (i když je samozřejmě nižší; Sálusová 2018).

### *Intenzita zemědělství vyjádřená spotřebou minerálních hnojiv*

Dalším ukazatelem, který vypovídá o intenzitě zemědělství, je spotřeba minerálních hnojiv (na hektar zemědělské půdy; obr. 12). Od 60. let 20. století (spíše jejich druhé poloviny) začíná velmi strmý nárůst jejich používání. Jedná se o indikátor přeměny v zemědělství průmyslového typu. Nejvyšší hodnoty bylo dosaženo v hospodářském roce 1985/86 (272,6 kg/ha), ale hned v dalších letech 2. poloviny 80. let již dochází k poměrně významnému poklesu zhruba o 40 kg/ha. To může souviset s již velmi zjevným celkovým úpadkem socialistické ekonomiky v té době (a s tím spojenými

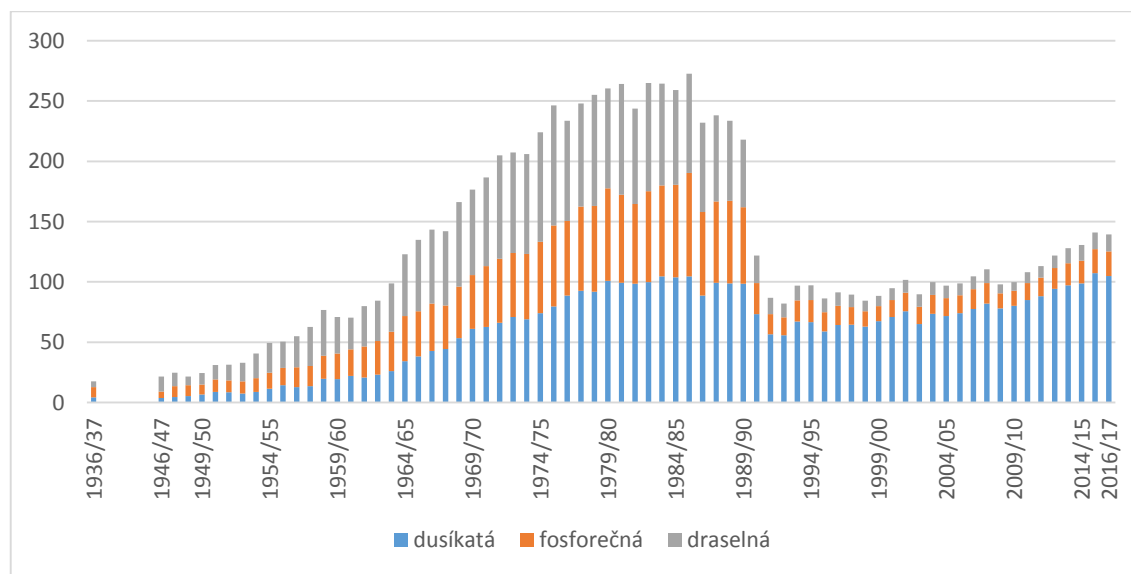


pokusy o „přestavbu“). Na druhou stranu však hodnoty produkce rostly až do roku 1989 (obr. 10 a 9).

Velmi zajímavé je, že ve stejné době došlo ke zvratu také u dalšího ukazatele, který vypovídá jiným způsobem o intenzitě zemědělského využití krajiny. Rozloha trvalých travních porostů (luk a pastvin) jako relativně méně intenzivně využívaných pozemků dlouhodobě klesala (s kratšími obdobími dílčího nárůstu) již od 19. století; víceméně kontinuální byl tento pokles od roku 1950 až do roku 1985, kdy bylo dosaženo minima (823 000 ha). Po tomto roce došlo k obratu a rozloha trvalých travních porostů naopak téměř kontinuálně roste (viz obr. 15).

Od roku 1993 spotřeba minerálních hnojiv opět stoupá, rychlejším tempem při přepočtu na hektar než v případě celkové spotřeby (v tunách), což je způsobeno současně probíhajícím úbytkem zemědělské půdy. Po roce 2010 opět dochází k nárůstu hnojení výrazněji nad hodnotu 100 kg čistých živin na hektar. V současnosti se přibližuje hodnotám v polovině 60. let 20. století (ovšem s tím rozdílem, že nyní výrazně dominují dusíkatá hnojiva).

Obr. 12 – Spotřeba minerálních hnojiv v Česku 1936–2017 (kg čistých živin na 1 ha zemědělské půdy)



Zdroj: Sálusová (2018)

Poslední uvedený ukazatel (spotřeba minerálních hnojiv) již zasahuje do výzkumné oblasti sociálního metabolismu, která se zabývá hodnocením materiálových a energetických toků v různých odvětvích lidské činnosti. Významná část těchto výzkumů se z uvedené perspektivy věnuje transformaci zemědělské společnosti ve společnost průmyslovou (např. Fischer-Kowalski, Haberl 2007; Krausmann 2001; Krausmann a kol. 2003). Důležitým důsledkem bylo, že uzavřené lokální cykly toků

materiálů a energií se proměnily v otevřené (globální) systémy (srov. Haberl a kol. 2004). Pomocí stejného přístupu byla dlouhodobá proměna zemědělství z předprůmyslového typu založeného na sluneční energii v průmyslový typ založený na fosilních palivech a umělých (minerálních) hnojivech studována na příkladu Československa a Česka (Grešlová a kol. 2015; Grešlová Kušková 2013; Kušková, Gingrich, Krausmann 2008).

#### 5.4 Extenzifikační procesy a ztráty půdy v Česku 1830–2017

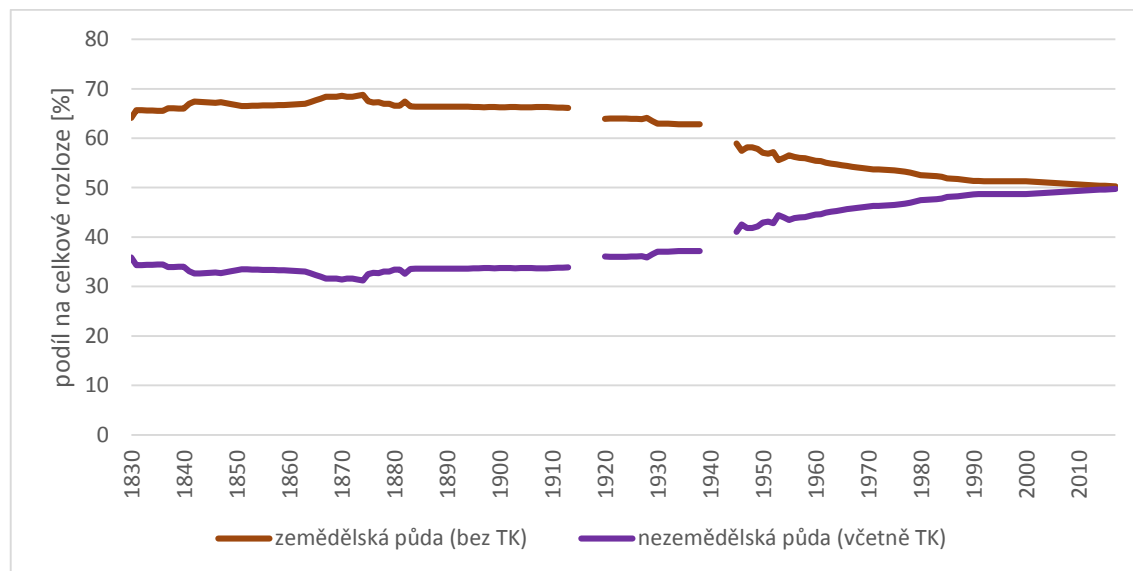
Dlouhodobý vývoj výměry nejvýznamnějších tříd využití krajiny, jak pro její celkovou strukturu tak pro tuto práci, od roku 1830 do současnosti je náplní této kapitoly. Představuje celkový vývoj v uvedeném období na datech za území celého Česka. Data jsou agregována na úrovni celého státu a podávají tak základní přehled o změnách v celém dlouhém období. Shromážděním podstatné části těchto dat a jejich následnou interpretací v kontextu sociálního metabolismu se zabývala Petra Grešlová, rozená Kušková (Kušková, Gingrich, Krausmann 2008; Grešlová Kušková 2013; Grešlová a kol. 2015). Vzhledem k tomu, že se celková rozloha území v čase mírně měnila, je dána většinou přednost relativnímu vyjádření (podílu na celkové rozloze). Data za období 1. a 2. světové války nejsou k dispozici.

Celkový úbytek zemědělské půdy v Česku v období 1830–2017 zachycuje obr. 13. Zatímco na přelomu 60. a 70. let 19. století, kdy výměra zemědělské půdy dosahovala svého maxima, se zastoupení zemědělské a nezemědělské půdy (na rozloze Česka) blížilo poměru 70 : 30, v současnosti je tento poměr prakticky 50 : 50. Výraznější úbytek zemědělské půdy započal již obdobím první republiky, k podstatným ztrátám došlo v průběhu a po skončení 2. světové války a postupně spíše klesajícím tempem pokračují dodnes.

Zemědělská půda je v tomto grafu tvořena součtem výměry orné půdy a trvalých travních porostů (luk a pastvin). Rozloha nezemědělské půdy je (v jednotlivých letech) vypočtena jako doplněk do celkové rozlohy Česka; zahrnuje tak implicitně lesní, vodní, zastavěné a ostatní plochy a také trvalé kultury. Trvalé kultury, jinak řazené k zemědělské půdě, jsou z ní zde vyčleněny, a to z několika důvodů. Hlavním důvodem je, že použitý zdroj pro období do 1. světové války (Kušková, Gingrich, Krausmann 2008, na základě katastrálních dat) údaje o výměře trvalých kultur (tj. vinic, chmelnic, sadů, zahrad) neobsahují. Na základě dat Sálusové (2018, také podle katastrální evidence), která jsou použita pro období od roku 1920, lze odvodit, že se výměra trvalých kultur během meziválečného období pohybovala v rozmezí 1,1–1,6 % celkové rozlohy (87–123 tisíc hektarů). Celkové hodnoty by se jejich přiřazením k zemědělské půdě téměř nezměnily, přednost byla dána konzistenci časové řady v celém období. Po 2. světové válce postupně došlo k nárůstu podílu trvalých kultur až na současná 3 % celkové rozlohy. Bylo to však způsobeno především díky třídě zahrad (z velké části ležící u rodinných domů), jejichž míra využití k pěstování plodin je diskutabilní.

Skutečně zemědělsky využívané třídy vinic, chmelnic a sadů v současnosti tvoří méně než jedno procento celkové rozlohy Česka<sup>16</sup>.

Obr. 13 – Zemědělská půda (bez trvalých kultur) a nezemědělská půda v Česku 1830–2017



Zdroje: Kušková, Gingrich, Krausmann (2008); Sálusová (2018). Pozn.: TK – trvalé kultury (viz komentář v textu).

### *Úbytek orné půdy a extenzifikační procesy v krajině*

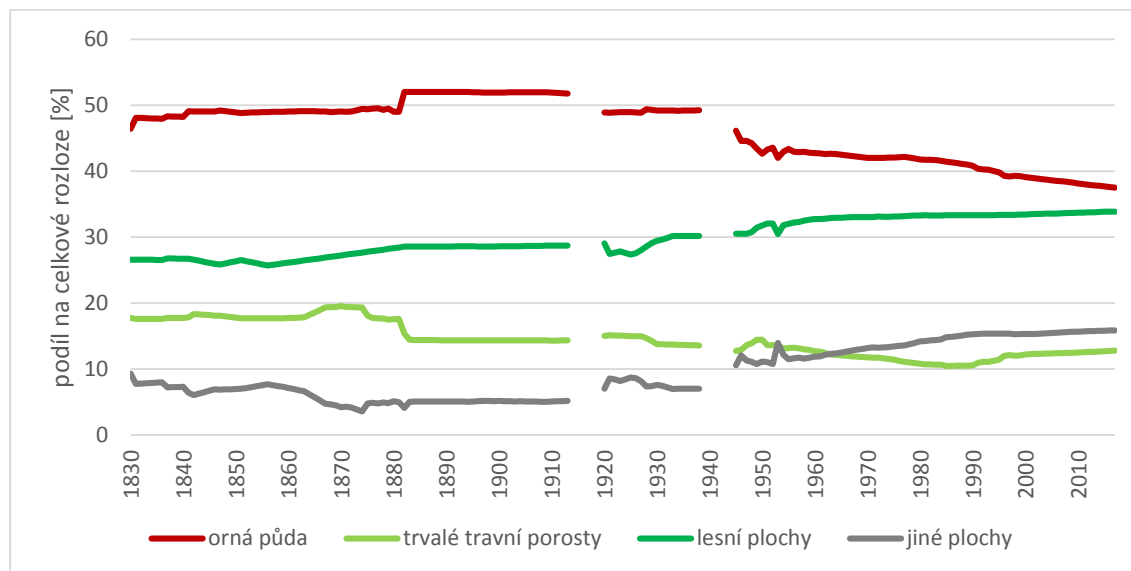
Prudce rostoucí počet obyvatel během demografické revoluce (či přechodu) a fakt, že rozvoj zemědělství zatím stále probíhal převážně extenzivním způsobem (tj. zvýšení produkce díky zvětšení rozlohy využívané půdy), vedly k dosažení historicky nejvyšší míry zornění v Česku od 80. let 19. století (obr. 14).

Tento vysoký stav zornění byl víceméně zachován až do 2. světové války. Vysídlení českých Němců, převážně z pohraničních oblastí, vedlo k prudkému snížení výměry orné půdy v následujících letech. Pozdější pozvolnější pokles rozlohy orné půdy pak byl způsoben zejména intenzivním rozvojem zemědělství. Jde o zvyšování produkce pomocí využívání nových technologií (průmyslového typu zemědělství): minerálních hnojiv, mechanizace atd. Významný byl například téměř čtyřnásobný nárůst počtu traktorů v pouhém jednom desetiletí od poloviny 50. let do poloviny 60. let (Grešlová Kušková 2013). Tyto prostředky vedly k podstatnému zvýšení hektarových výnosů, takže bylo k získání většího množství produkce zapotřebí menší výměry půdy. Další hybné síly, které hrály v tomto období významnou roli, především politické

<sup>16</sup> Lze ještě doplnit, že vinice a chmelnice, jejichž rozlohy Sálusová (2018) uvádí, zaznamenaly zvýšení výměry v 60. a 70. letech 20. století a potom těsně před rokem 2004, tedy před vstupem Česka do EU, a to kvůli nárůstu výměry vinic, jejichž další rozšiřování je po vstupu podstatně omezeno. Výměra vinic a chmelnic dohromady se od roku 1920 pohybuje mezi 13 a 30 tisíci hektary, což je vzhledem k celkové výměře zemědělské půdy téměř zanedbatelná hodnota.

a ekonomické, jsou již hodnoceny v předchozích pracích (např. Bičík a kol. 2010, 2015; Bičík, Jeleček 2009; Bičík, Jeleček, Štěpánek 2001).

Obr. 14 – Vývoj zastoupení hlavních tříd využití krajiny Česka 1830–2017



Zdroje: Kušková, Gingrich, Krausmann (2008); Sálusová (2018)

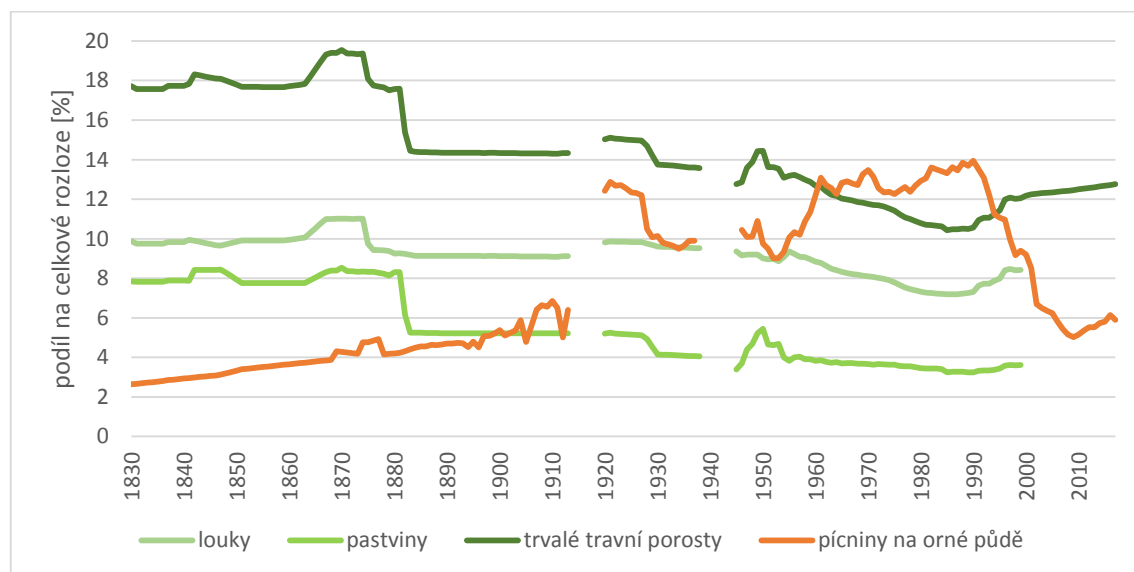
Dále je zachycen vývoj ostatních významných tříd, trvalých travních porostů a lesních ploch, jimž bude věnováno více pozornosti níže, a pro úplnost také jiných ploch. Mezi ně patří rybníky, byly rušeny již v 18. století s nástupem tzv. střídavého (trojhonného) hospodaření, což pokračovalo také v 19. století (viz úbytek jiných ploch v jeho třetí čtvrtině) zejména s rozmachem pěstování cukrové řepy a cukrovarnictví (v Polabí a dalších úrodných oblastech). V menší míře docházelo také k vysoušení mokřadů, zalesňováním skalnatých a jinak neúrodných míst. Jejich výrazný vzestup po 2. světové válce souvisel s vyhlášením vojenských výcvikových prostorů, postupně vzrůstající obytnou a průmyslovou zástavbou, též s rozsáhlými územími těžby (zejména povrchových uhelných dolů) a výstavbou přehrad. Je zřejmé, že podstatná většina ztratí orné půdy zhruba v období 1960–1990 byla způsobena výrazným nárůstem podílů jiných ploch, nikoliv extenzifikačními procesy.

Vzhledem k zaměření práce na extenzifikační procesy je uveden nejen vývoj zastoupení trvalých travních porostů, ale samostatně také luk a pastvin (obr. 15). Obě třídy měly na počátku sledované období relativně podobné zastoupení (9,8 %, resp. 7,8 %), rozdíl se však postupně zvyšoval. Bylo to zejména kvůli rychlejšímu poklesu rozlohy třídy s nižší intenzitou využití, totiž pastvin, nejvýrazněji v 80. letech 19. století, kdy došlo k podstatnému nárůstu výměry orné půdy, která dosáhla svého maxima. Také během první republiky pastvin dále ubylo, na rozdíl od luk. Výjimkou bylo období těsně po 2. světové válce, kdy byla orná půda v opuštěných vysídlených pohraničních oblastech pravděpodobně převedena právě do třídy pastvin. Do poloviny 50. let však byl tento

dočasný nárůst prakticky vymazán (v těchto oblastech především činností státních statků). Poté již vývoj zastoupení pastvin v zásadě kopíroval vývoj luk, byť byly změny celkově menší – zřejmě protože pastviny zůstaly již pouze na těch pozemcích, kde intenzivnější způsob hospodaření nebyl možný. Louky zaznamenaly v socialistickém období větší pokles rozlohy, který patrně souvisí se zásadním nárůstem výměry pícnin pěstovaných na orné půdě pro stájové velkochovy zvířat. Také zatravňování po roce 1989 bylo především ve prospěch luk (sklizených těžkou mechanizací), zatímco podíl pastvin vzrostl jen velmi mírně.

Jak je z grafu patrné, všechna období výraznějšího nárůstu trvalých travních porostů byla spojena s významnými společenskými otřesy: v 60. letech 19. století, kdy proběhla prusko-rakouská válka, v průběhu 1. světové války, po skončení 2. světové války a od konce 80. let 20. století s kolapsem komunistického režimu. Pokles intenzity zemědělství, který se projevil i zvýšením rozlohy trvalých travních porostů, je v době prvních dvou zmíněných válečných konfliktů pochopitelný vzhledem k závislosti zemědělství na lidské síle před masivním rozšířením mechanizace.

Obr. 15 – Trvalé travní porosty a pícniny na orné půdě v Česku 1830–2017



Zdroje: Kušková, Gingrich, Krausmann (2008); Sálusová (2018). Pozn.: Od roku 2000 evidovány pouze trvalé travní porosty (louky a pastviny dohromady).

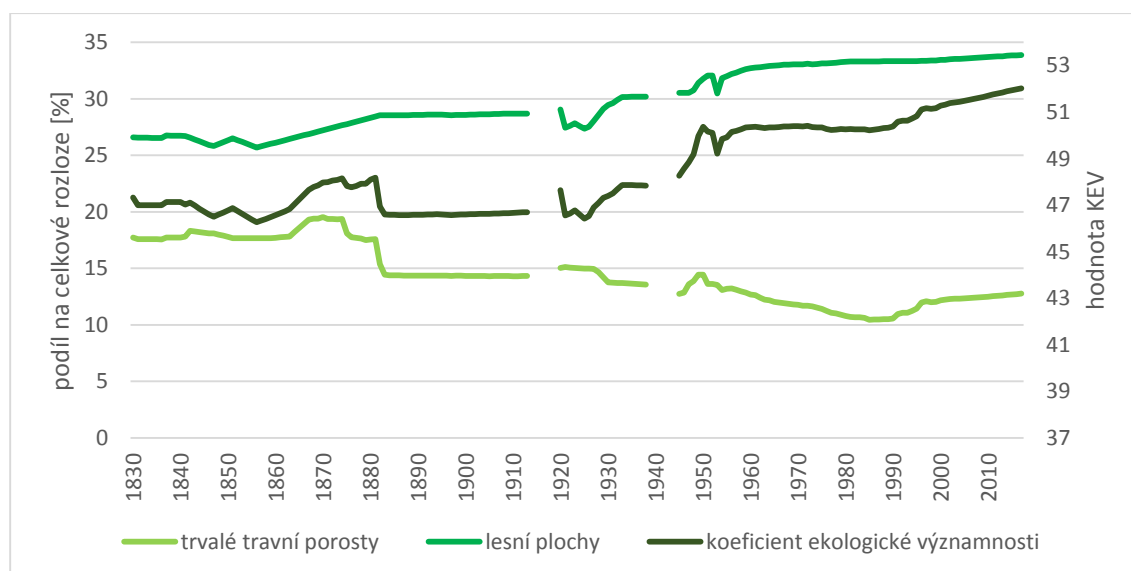
Do zemědělského využití krajiny se nepromítá pouze rostlinná výroba, ale také výroba živočišná, například skrze pěstování pícnin na orné půdě. Jejich výměra se podle dostupných dat od 19. století v zásadě postupně zvyšovala až do 1. světové války, podobně jako stavy hospodářských zvířat (srov. Grešlová a kol. 2015). Během první republiky byl jejich pokles obdobný jako v případě trvalých travních porostů, přičemž opět došlo k poklesu stavů zvířat. Zhruba od poloviny 50. let došlo k prudkému zvýšení pěstování pícnin na orné půdě, což bylo v souladu s nárůstem stavů hospodářských

zvířat a také živočišné produkce (srov. obr. 10, Grešlová a kol. 2015). Stejnou spojitost nalezneme také u ještě výraznějších poklesů (pěstování píce a stavů zvířat) po roce 1989.

### *Vývoj celkové intenzity využití krajiny*

Pro hodnocení celkové intenzity využití krajiny (podle struktury tříd jejího využití) je zvolen koeficient ekologické významnosti (kap. 3.2). Použita jsou data za louky a pastviny samostatně, od roku 2000 dále je uvažován jejich podíl na rozloze trvalých travních porostů, jaký byl v roce 1999. Osa hodnot KEV je záměrně vytvořena tak, aby křivka KEV byla umístěna mezi křivky vývoje trvalých travních porostů a lesních ploch a bylo je tak možné lépe vzájemně porovnat (obr. 16).

Obr. 16 – Koeficient ekologické významnosti a extenzifikační procesy v Česku 1830–2017



Zdroje: Kušková, Gingrich, Krausmann (2008); Sálusová (2018)

Výsledná hodnota KEV je do značné míry tvořena kombinací trvalých travních porostů a lesních ploch. Větší vliv však na nárůst KEV mělo zalesňování, které bylo (kromě několika dílčích poklesů) typické téměř pro celé sledované období. Jeho příčiny objasnil Mather (1992, 2002) ve své „teorii lesního přechodu“. Za hlavní období nárůstu lesních ploch lze označit roky 1925–1960. Úbytek trvalých travních porostů, který (s několika dílčími zvýšeními rozlohy) trval až do poloviny 80. let 20. století, byl méně výrazný než rozšiřování lesních ploch, proto hodnota KEV celkově spíše roste; tento efekt je podpořen také způsobem výpočtu KEV, kde lesní plochy mají nejvyšší váhu. Vývoj trvalých travních porostů již byl komentován výše a jeho vliv na výslednou hodnotu KEV je patrný z grafu.

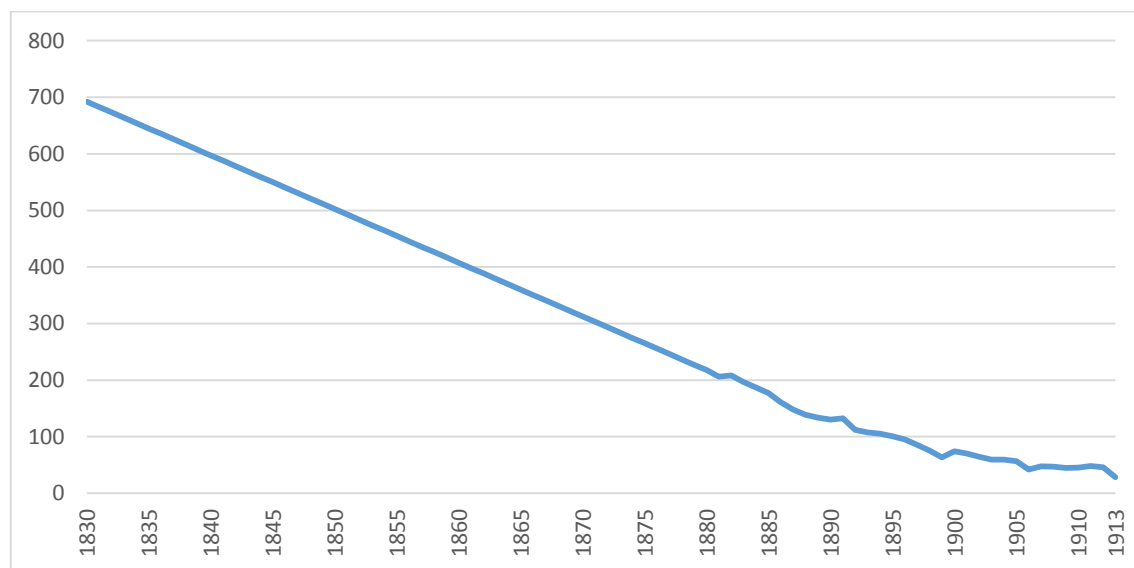
Následuje část, v níž jsou hodnoceny způsoby využití, pro které nejsou dostupná data (alespoň v použitých datových zdrojích) za celé období 1830–2017, ale také svým způsobem vypovídají o intenzitě využití zemědělské a orné půdy a o intenzitě zemědělského využití krajiny celkově. Prvním z nich je úhor, kterému nebývá samostatně věnována příliš velká pozornost.

### *Úhor (orná půda ladem)*

Úhor, tedy orná půda ležící ladem, je půdou nevyužitou v daném roce k produkci zemědělských plodin. Lze jej rozčlenit na tzv. černý úhor (orná půda bez vegetačního pokryvu) a zelený úhor (půda s přírodní vegetací nebo osetá plodinami pouze pro zelené hnojení; ČSÚ 2018a).

Roku 1830 měl úhor ještě v zemědělství značný význam, zaujímal 18,9 % výměry orné půdy (692 200 ha; obr. 17). Jeho podíl v polovině 60. let 19. století klesl pod 10 %, pak v polovině 80. let pod 5 % a před přelomem století (1898) již pod 2 % (75 500 ha). Vývoj do 80. let je však třeba brát s rezervou, neboť jak je z grafu patrné, přinejmenším část těchto dat pravděpodobně vznikla lineární interpolací chybějících údajů (Kušková, Gingrich, Krausmann 2008).

Obr. 17 – Úhor v Česku 1830–1913 (tis. ha)



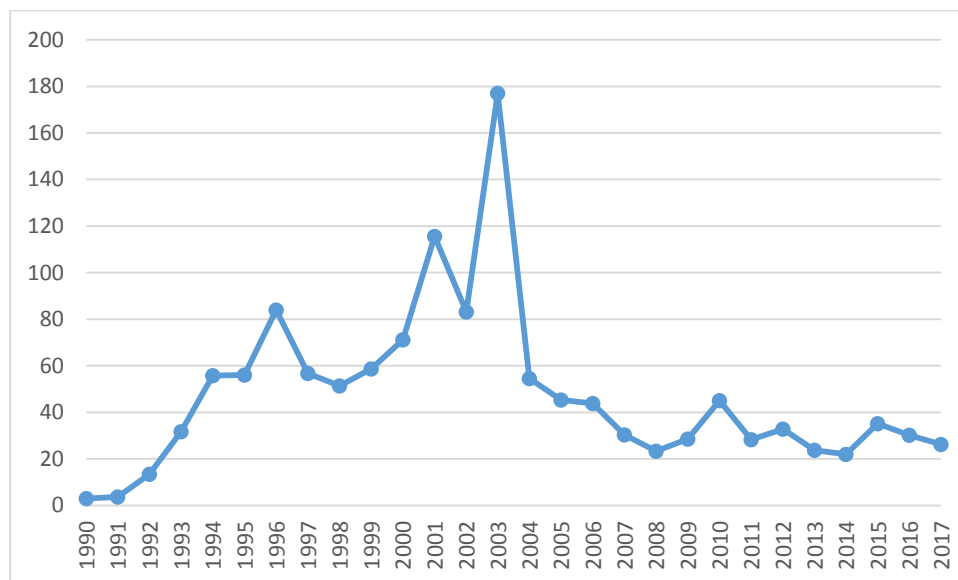
Zdroj: Kušková, Gingrich, Krausmann (2008)

Hlavní datový zdroj (Kušková, Gingrich, Krausmann 2008) pro následující období obsahuje bohužel pouze data za celé Československo, která budou v tomto odstavci také stručně představena. Podíl úhoru na orné půdě je pak celkově vyšší kvůli jeho významnějším rozlohám na Slovensku a Podkarpatské Rusi. Zatímco na území Česka se

před 1. světovou válkou (1907–1912) pohyboval podíl úhoru na orné půdě na úrovni 1,2 % (a v roce 1913 pouze 0,7 %), roku 1920 byl jeho podíl za území Československa 6,1 %. V dalších letech ale podíl úhoru rychle klesal na 4,4 % (1921), pod 3 % do roku 1927 (2,9 %), až na 1,5 % v letech 1935–1937. Roli hrála mimo jiné provedená pozemková reforma, která v průběhu 20. let vedla k intenzivnějšímu využívání zemědělské půdy. Po 2. světové válce podíl úhoru na orné půdě činil cca 0,9 %, zhruba do konce 50. let. Pak se v průběhu 60. a 70. let tento podíl ještě snížil a osciloval kolem hodnoty 0,5 % (s výjimkou roku 1965), až v 80. letech úhor prakticky přestal existovat. Tento vývoj souvisel s postupným růstem velkovýrobního racionalizovaného zemědělství průmyslového typu během socialistického období. Podíl úhor dosáhl svého minima roku 1984: 0,14 % (i v letech 1988–1989 byl podíl velmi podobný). Průměrný podíl úhoru na orné půdě v Československu v období 1945–1989 činil 0,66 % (Kušková, Gingrich, Krausmann 2008).

Pro dokreslení situace pouze v Česku bylo získáno několik údajů z dalších zdrojů. Při Sčítání zemědělských závodů 1930 byla na území Česka zjištěna výměra úhoru 31 571 ha (ČSÚ 1996), tedy 0,9 % sečtené orné půdy. Orná půda neosetá a úhor (též orná půda v klidu) v Česku roku 1970 zaujímaly 14 304 ha a roku 1980 pak 7 800 ha (ČSÚ 2004a), tedy 0,4 %, resp. 0,2 % orné půdy. Další vývoj od roku 1990 zachycuje obr. 18.

Obr. 18 – Orná půda neosetá a úhor v Česku 1990–2017 (tis. ha)



Zdroje: Soupis ploch osevů (ČSÚ 2010, 2017a)

Jak bylo uvedeno, koncem 80. let a také počátkem 90. úhor prakticky neexistoval (jeho podíl na orné půdě roku 1990 byl 0,09 %, tj. pouze 2 931 ha). Poté došlo k relativně výraznému nárůstu rozlohy úhoru (a neoseté půdy), jeho podíl se pak v druhé polovině



90. let pohyboval zhruba na úrovni 2 % výměry orné půdy (zhruba 60 000 ha). Daný vývoj lze vysvětlit tím, že v Československu existovaly do roku 1989 vysoké státní dotace na podporu zemědělské produkce, které byly v porevolučním období zrušeny. Od poloviny 90. let lze sledovat opět nárůst podpor, zejména pro mimoprodukční funkce zemědělství a na restrukturalizaci tohoto sektoru. Jednalo se například o dotace na zalesňování zemědělské půdy a zatravnění orné půdy, včetně podpory ošetřování travních porostů, a to především v méně příznivých oblastech (LFA). Roli hrály také další procesy transformace zemědělského sektoru (restituce, privatizace, změna orientace na jiné zahraniční trhy a jiné; viz Bičík, Jančák 2005) i celé společnosti.

K dalšímu podstatnému zvýšení podílu úhuru (nad 3 %) došlo v několika letech před vstupem Česka do Evropské unie, šlo o dobu tzv. čekání na dotace (např. na zatravnění orné půdy; Bičík, Jančák 2005). Maxima bylo dosaženo roku 2003: 176 990 ha, tedy 6,4 % orné půdy. V roce 2004 se výměra úhuru naopak prudce snížila a pohybuje se s menšími výkyvy mezi 0,9 a 2,0 % (průměr let 2005–2017 činí 1,25 %, cca 32 000 ha). Díky přísunu dotací (obr. 11, ostatní dotace na výrobu) a plnému zapojení do evropského trhu se po roce 2004 změnil trend vývoje hodnoty rostlinné produkce (začala spíše růst, obr. 10) a kolem roku 2010 došlo k zastavení úbytku evidovaných osevních ploch (obr. 23).

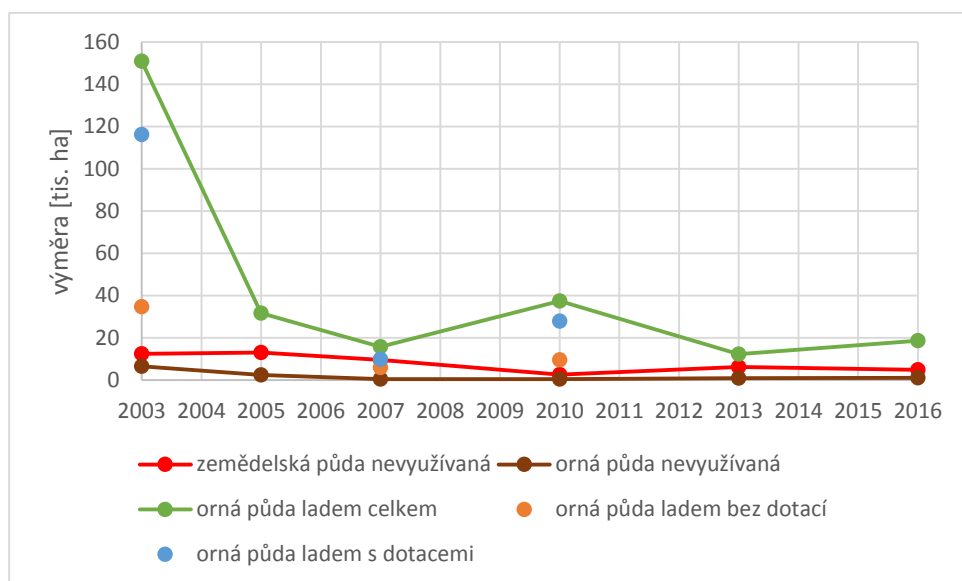
#### *Nevyužívaná a extenzivně využívaná půda podle Agrocenzů*

Další datové zdroje, které lze použít pro hodnocení vývoje od roku 1995, jsou Agrocenzy a Strukturální šetření v zemědělství. Poskytují údaje o nevyužívané a extenzivně využívané zemědělské půdě, orné půdě a travních porostech. *Orná půda ladem* je považována za využívanou, je totiž zapojena do systému střídání plodin. Mohly (ale nemusely) na ni být pobírány dotace (jednotná platba na plochu) – v některých šetřeních bylo toto zjišťováno samostatně. Je započítávána do celkové výměry orné půdy. Naopak *nevyužívaná zemědělská půda* (příp. orná půda) není dlouhodobě obhospodařována (z ekonomických, společenských či dalších důvodů), i když dříve k tomuto účelu sloužila (ČSÚ 2011). Výměra nevyužívané půdy (zemědělské i orné) zaznamenané těmito šetřeními je však velmi nízká, pouze v řádu tisíců hektarů (obr. 19)<sup>17</sup>. Relativně vyššího rozsahu dosáhla orná půda ladem, zejména těsně před vstupem Česka do EU (srov. obr. 18, kde je uvedena delší časová řada orné půdy neoseté a úhuru).

---

<sup>17</sup> Agrocenzy 1995 a 2000 (ČSÚ 1996, 2001) neobsahují tak podrobné členění půdy ležící ladem a nevyužívané jako následující šetření. Roku 1995 se uvádí 37 597 ha ploch neosetých, neosázených (z toho 15 768 ha úhuru); roku 2000 byly tyto dvě třídy uváděny odděleně: 13 849 ha ploch neosetých, neosázených a 22 595 ha úhuru (celkem tedy 36 444 ha), dále bylo v roce 2000 nevyužívané zemědělské půdy 20 965 ha.

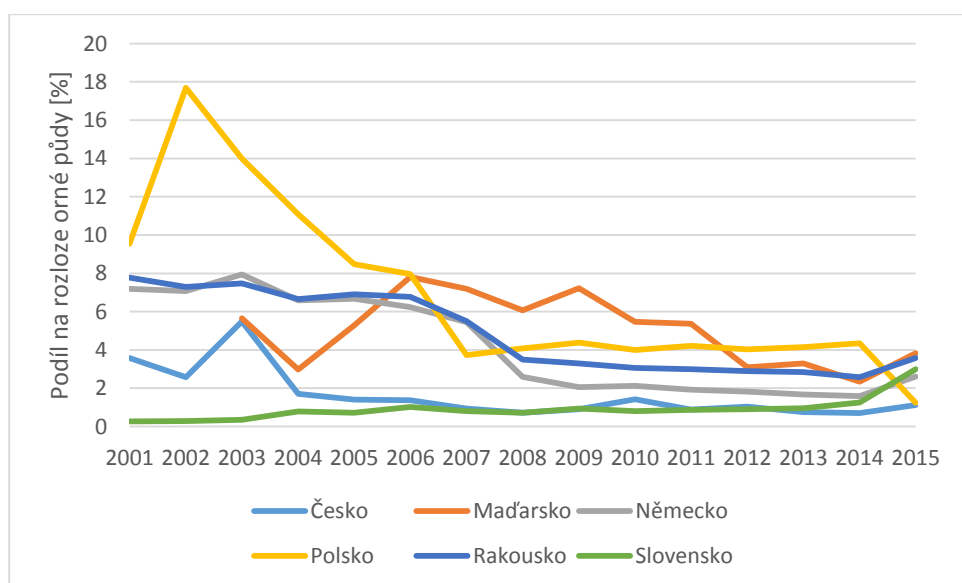
Obr. 19 – Nevyužívaná orná a zemědělská půda a orná půda ležící ladem v Česku 2003–2016



Zdroje: Agrocenzy a Strukturální šetření v zemědělství (ČSÚ 2004b, 2006, 2008, 2011, 2014, 2017b)

Při srovnání s některými dalšími středoevropskými státy se však ukazuje, že podíl půdy ležící ladem na celkové rozloze orné půdy patří v Česku k nejnižším – spolu se Slovenskem, kde rovněž dominují ve struktuře zemědělských podniků bývalá družstva transformovaná především v akciové společnosti. Což je jedna z možných příčin toho, že je pouze minimum půdy ponecháno ladem (obr. 20); nevyužívaná orná půda zde byla spíše převáděna na trvalé travní porosty.

Obr. 20 – Půda ležící dočasně ladem ve střední Evropě 2001–2015



Zdroj: FAO (2018)

Agrocenzy a strukturální šetření dále obsahují údaje o nevyužívaných, extenzivně využívaných a dočasných travních porostech. Rozloha těchto tříd však také byla relativně nízká (do 40 000 ha). Jedinou výjimkou je významný nárůst extenzivních pastvin z 23 na 241 tisíc hektarů mezi lety 2013 a 2016 (příloha 9). Vzhledem k tomu, že celková výměra trvalých travních porostů se mezi těmito šetřeními výrazně neliší, pravděpodobně se jedná o změnu vnitřní klasifikace této třídy.

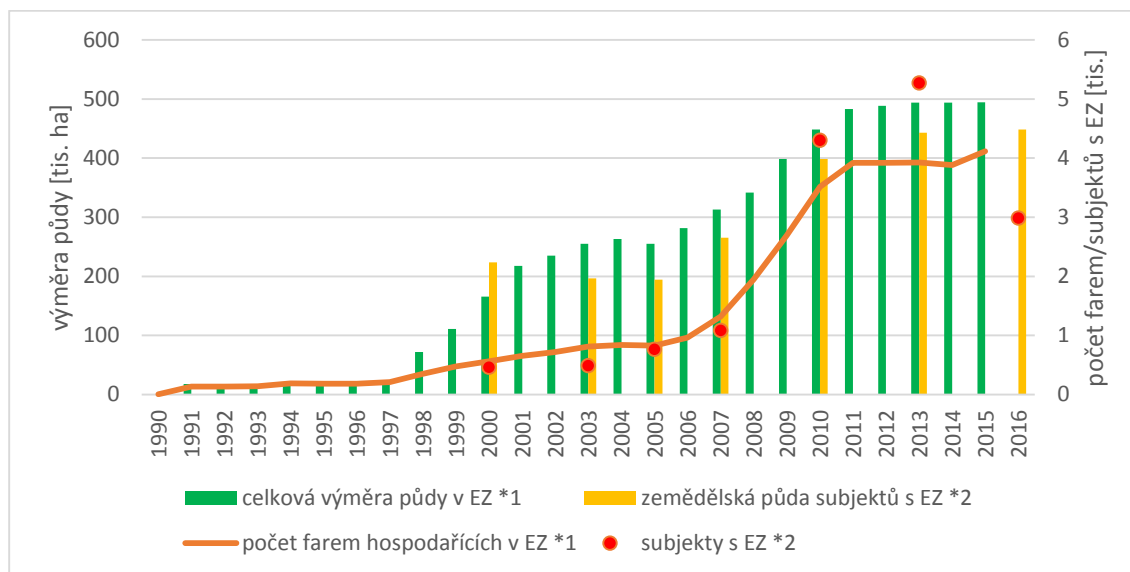
Nejmenší územní jednotkou, za kterou byla data Agrocenzů publikována, jsou okresy. Z extenzifikačních procesů tak lze porovnat vývoj zastoupení např. trvalých travních porostů nebo půdy ležící ladem (úhoru) mezi lety 1995 a 2010 (v pozdějších Strukturálních šetřeních již nejsou data za úroveň okresů k dispozici). S ohledem na uvedená omezení, tedy nízkou územní podrobnost dat a počátek až v roce ukončení první fáze transformace zemědělského sektoru (1995), zde nejsou kartogramy z dat Agrocenzů zařazeny. Pro účely některých hodnocení však může být úroveň okresů postačující (např. Konečný 2017).

### *Ekologické zemědělství*

Mezi extenzifikační procesy zemědělského využití krajiny lze zařadit také zvyšování výměry ekologického zemědělství, které dosahuje (přinejmenším z krátkodobého pohledu) nižší produkce na hektar. S nižší intenzitou ekologického zemědělství a větším důrazem na mimoprodukční funkce byla spojena debata v rámci environmentálního modelování, v jejímž jádru stojí následující otázka: Zda je z hlediska biodiverzity přínosnější mít (a) menší rozsah intenzivně využívané půdy, přičemž zbyde větší rozloha pro lesy, chráněná území apod. (*land sparing*, tj. segregace funkcí v krajině) nebo (b) větší rozsah méně intenzivně obdělávané půdy (s mezemi a dalšími prvky zvyšujícími biodiverzitu), i když zbude menší rozloha pro lesy atd. (*land sharing*, tj. integrace krajinných funkcí) – viz např. Green a kol. 2005, Phalan a kol. 2011. Výsledky této debaty shrnuli Grau, Kuemmerle, Macchi (2013). Z uvedeného plyne, že ekologické zemědělství spadá také do tématu multifunkcionality, již se na příkladu českého zemědělství věnoval např. Hrabák (2016). Je vhodné doplnit, že se pojetí multifunkcionality v zemědělském a krajinném kontextu odlišují, na což poukázali Vejre a kol. (2007).

Také pro vývoj ekologického zemědělství v Česku jsou k dispozici data až po roce 1989, navíc do roku 1998 byla výměra půdy v režimu ekologického zemědělství zanedbatelná (obr. 21). Západoevropské státy zaznamenaly rozvoj ekologického zemědělství již v 80. letech 20. století, více pak od 90. let, kdy začalo být výrazněji podporováno. V Česku došlo k prvnímu nárůstu během let 1998–2004, před vstupem do Evropské unie.

Obr. 21 – Farmy/subjekty s ekologickým zemědělstvím a jimi obhospodařovaná zemědělská půda v Česku 1990–2016



Zdroje: \*1 MZe (2016), \*2 Agrocenzy a Strukturální šetření v zemědělství (ČSÚ 2001, 2004b, 2006, 2008, 2011, 2014, 2017b)

Pozn.: Včetně půdy v přechodném období.

Ještě detailnější skladba ekologicky obhospodařované půdy byla publikována ve Strukturálním šetření v zemědělství 2016 (ČSÚ 2017b)<sup>18</sup>. V datech FAOSTAT (2018) je výměra ekologického zemědělství uváděna od roku 2004. Srovnání Česka s několika středoevropskými státy zachycuje příloha 10. Jeho nejvyšší zastoupení je v Rakousku, které má dlouhou tradici ekologického zemědělství; v případě Česka přes 80 % půdy v režimu ekologického zemědělství připadá na trvalé travní porosty.

Řada ukazatelů a datových zdrojů představených v této části práce byla uvedena kvůli celkovému kontextu extenzifikačních procesů využití krajiny. Výhodou mnoha těchto zdrojů je, že jde o data s každoroční nebo několikaletou periodou. Na druhou jsou k dispozici pro úroveň celého státu, případně také krajskou či okresní. Jedná se tak o územně velmi agregovaná data, která nejsou vhodná k hodnocení souvislosti s lokálními či mikroregionálními přírodními a společenskými podmínkami. Opačně je tomu u hlavního zdroje této práce, databáze LUCC Czechia, která obsahuje data v podrobném územním členění téměř 9 000 jednotek. Cenou za územní detailnost je, že jsou údaje k dispozici pouze za šest časových horizontů. Proto předcházela tato kapitola představující kontinuální vývoj využití krajiny Česka.

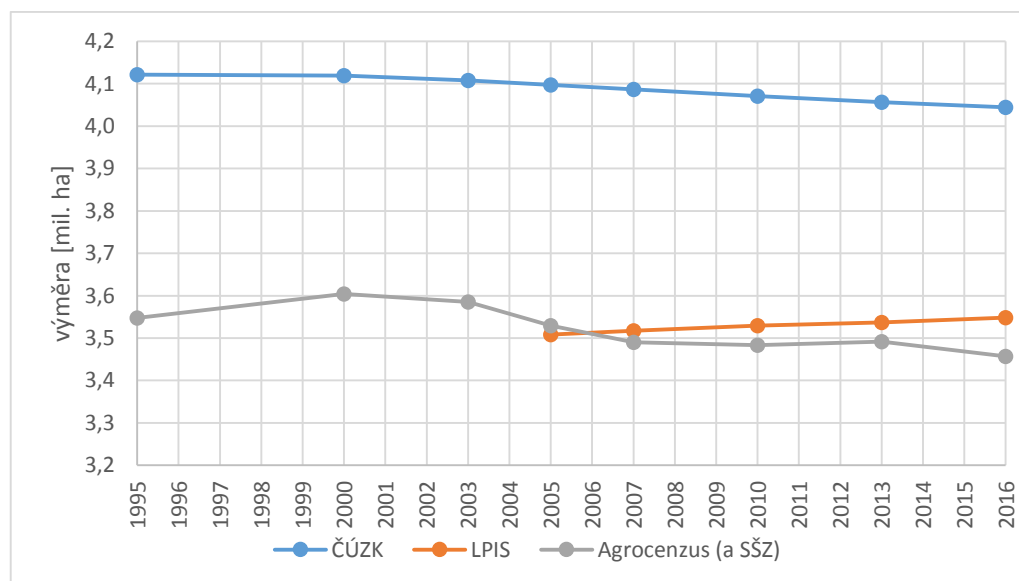
<sup>18</sup> Z orné půdy v ekologickém zemědělství (EZ) jí bylo 706 ha ladem (tj. 1,2 %), z trvalých travních porostů v EZ bylo 130 421 ha extenzivních pastvin (tj. 33,8 %) – tedy přes polovinu (54 %) všech extenzivních pastvin (i mimo EZ).

## 5.5 Rozdíly ve vývoji v Česku po roce 1989 podle různých datových zdrojů

Chceme-li sledovat rozsah extenzifikačních procesů v krajině a ztráty zemědělské (a orné) půdy, jsou k tomu nezbytné přesné a aktuální údaje. Po roce 1989 však v katastrální evidenci, která tvoří hlavní datový zdroj této práce, docházelo k postupnému zastarávání části informací o druzích pozemků.

Roku 2005, kdy jsou dostupná první srovnatelná data ze tří zdrojů o zemědělském využití krajiny, byl mezi výměrou zemědělské půdy podle katastru na jedné straně a podle LPIS a Strukturálního šetření v zemědělství na straně druhé rozdíl cca 600 tis. ha (obr. 22). Tento rozdíl v rozmezí 500–600 tis. ha půdy přetrvává do současnosti. Zprávy o stavu zemědělství (MZe 2000–2016), které uvádějí údaje o rozsahu zemědělského půdního fondu jak podle katastru tak podle LPIS, se pokoušejí vysvětlit tento významný rozdíl mnoha způsoby. Téměř nikdy však u nich není uvedeno, jak velkou část rozdílu by daný způsob měl vysvětlit. Proto je nutné data vzájemně podrobněji porovnat.

Obr. 22 – Výměra zemědělské půdy podle katastru, LPIS a Agrocentzů v Česku 1995–2016



Zdroje: ČÚZK – Sálusová (2018), LPIS – MZe (2000–2016), Agrocentzy a Strukturální šetření v zemědělství (SŠZ) – ČSÚ (1996, 2001, 2004b, 2006, 2008, 2011, 2014, 2017b)

Pozn.: Zahrnuty pouze třídy srovnatelné v katastru i LPIS, tj. bez zahrad (které ve většině případů nejsou zemědělsky využívány). Výsledky Agrocentzu 2000 a SŠZ 2005 byly ČSÚ přepočteny podle prahových hodnot Agrocentzu 2010 (v letech 2003 a 2007 se jedná o odhad tohoto přepočtu); v roce 1995 ponechána originální data. Z dat katastru a LPIS vybrány roky konání Agrocentzů/SŠZ.

V LPIS jsou evidovány zemědělské subjekty hospodařící alespoň na 1 hektaru půdy (což je i minimální výměra pro vyplácení jednotné platby na plochu), které se přihlásily o podpory. Je tedy otázkou, kolik půdy z různých důvodů uživatelé nemohou (jde

o méně než 1 hektar půdy- tzv. „hobby aktivity“) nebo nechtějí<sup>19</sup> evidovat. Ze srovnání dat k roku 2003<sup>20</sup> a první „ostré“ verze LPIS z roku 2005 (kde jsou evidováni již jen oprávnění žadatelé o podpory) lze výměru této půdy odhadnout alespoň na 200 tis. ha. Z toho také plyne mírný nárůst zemědělské půdy evidované v LPIS v čase (která podle ostatních zdrojů ubývá). Někteří zemědělci půdu evidovali později než se spuštěním LPIS, případně k evidenci došlo až se změnou uživatele. Tímto dochází k velmi pomalému přibližování celkové rozlohy zemědělské půdy dle katastru a LPIS. Naopak při srovnání dat katastru s Agrocenzy a strukturálními šetřeními se rozdíl nesnižuje, pravděpodobně kvůli zvýšení prahových hodnot těchto zjišťování (viz přílohu 1).

Jaký dopad na celkově zjištěnou výměru zemědělské půdy má evidence pouze zemědělských subjektů s alespoň 1 ha obhospodařované půdy může napovědět vývoj osevních ploch dlouhodobě evidovaných ČSÚ (obr. 23) ve srovnání s výměrou orné půdy dle katastru. Neshoda celkových dat za zemědělskou půdu je totiž v zásadě dána neshodou rozloh orné půdy podle jednotlivých zdrojů (např. roku 2016 se celková výměra druhé nejrozsáhlejší třídy, trvalých travních porostů, lišila podle katastru a LPIS pouze o 13 tis. ha, zatímco rozdíl výměry orné půdy byl 447 tis. ha). Výměra osevní plochy a orné půdy se mírně lišila již před rokem 2002, což je způsobeno odlišností jejich definic<sup>21</sup>. Od roku 2002 však ČSÚ (v rámci zemědělské statistiky) eviduje pouze zemědělské subjekty splňující alespoň jednu z prahových hodnot<sup>22</sup>. Následoval skokový nárůst rozdílu mezi výměrou osevní plochy a orné půdy: roku 2003 činil 491 tis. ha a zůstal prakticky zachován do roku 2017, kdy činil 487 tis. ha. Je tedy velmi podobný rozdíl výměry orné půdy podle katastru a LPIS.

Přestože byla výše uvedena shoda rozlohy trvalých travních porostů podle katastru i LPIS, neznamená to, že mezi těmito zdroji nejsou významné rozdíly. Detailní studie v Libereckém kraji ukázala, že i přes shodu územně agregovaných dat může být zásadní rozdíl v rozmístění dané třídy uvnitř kraje (viz Janoušek 2018, obr. 3, 6). Zprávy o stavu zemědělství (např. MZe 2015) uvádějí neevidované změny v rámci zemědělské půdy, především mezi ornou půdou a trvalými travními porosty (tj. neohlašování těchto změn

---

<sup>19</sup> „Část obhospodařované půdy žadatelé záměrně do evidence neuvádějí (odhadem 3–5 %; MZe 2009, s. 91).“

<sup>20</sup> Podle Integrovaného administrativního a kontrolního systému (IACS), což byl předchůdce dnešního LPIS, bylo roku 2003 evidováno 3 709 000 ha zemědělské půdy. Podkladem pro tento systém byly v ortofotomapách identifikované půdní bloky s výměrou nad 0,3 ha (MZe 2003).

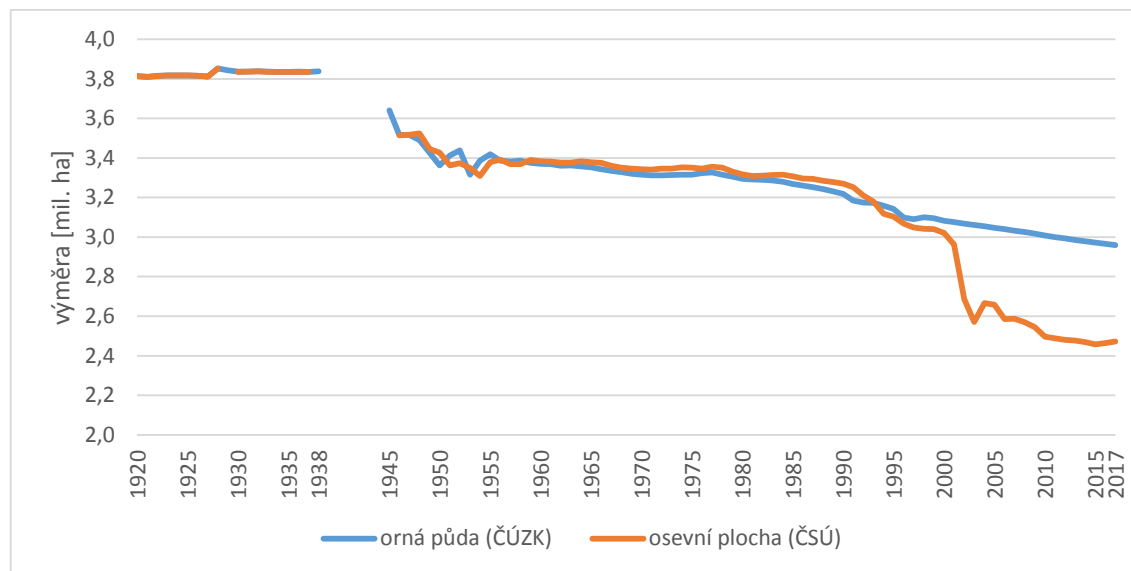
<sup>21</sup> „Obhospodařovaná zemědělská půda - orná půda: Zemědělsky obhospodařovaná orná půda, na které se za účelem produkce pěstují v pravidelném sledu zemědělské plodiny nebo plochy orné půdy, které jsou k dispozici pro rostlinnou výrobu, ale jsou ponechány ladem. Zahrnuje také plochy skleníků a plochy pod pevným nebo mobilním krytem (ČSÚ 2018a).“

„Osevní plocha zemědělské půdy: Plocha orné půdy osetá nebo osázená hlavními zemědělskými plodinami na jaře daného roku, u ozimých plodin na podzim předchozího roku a u víceletých plodin v předešlých letech. Nezahrnuje plochy předplodin, meziplodin a následných plodin. Do roku 2016 zahrnuje i osev mimo ornou půdu (ČSÚ 2018a).“

<sup>22</sup> výměra – od 1 ha obhospodařované zemědělské půdy, od 1 500 m<sup>2</sup> pěstovaných intenzivních plodin (sady, zelenina, květiny), od 1 000 m<sup>2</sup> vinic, od 300 m<sup>2</sup> skleníků a pařenišť; chov – od 1 ks skotu, od 2 ks prasat, od 4 ks ovcí a koz, od 50 ks drůbeže, od 100 ks králíků, od 100 ks kožešinových zvířat (Sálusová 2018)

vlastníky pozemků katastrálnímu úřadu), jako významný důvod neshody dat katastru a LPIS.

Obr. 23 – Orná půda a osevní plocha v Česku 1920–2017

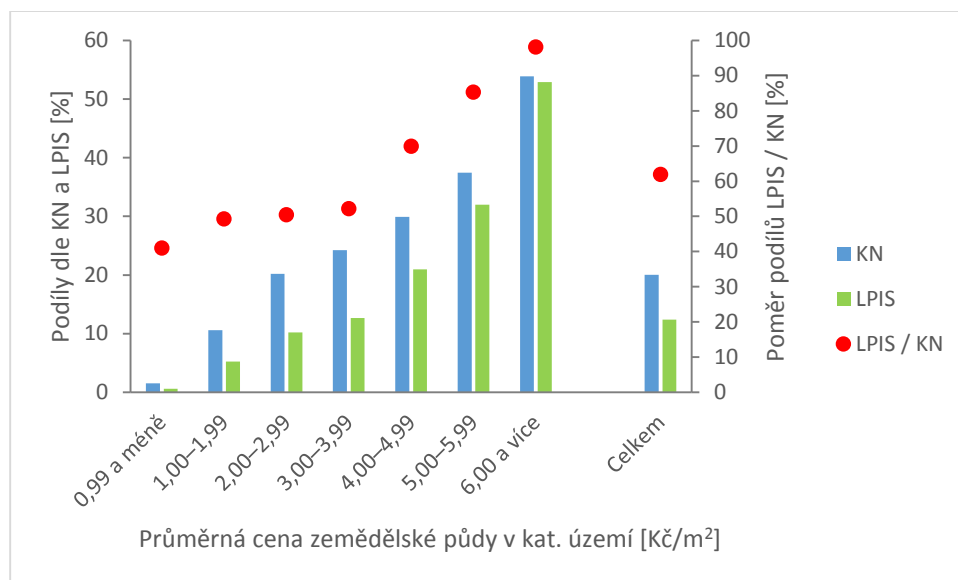


Zdroj: Sálusová (2018). Pozn.: Od roku 2002 je ČSÚ šetřen pouze zemědělský sektor.

Další vysvětlení se týká dlouhodobě nevyužívané zemědělské půdy (částečně je její rozsah zachycen v obr. 19) – tedy nikoliv půdy ležící ladem, která je považována za využívanou, pokud je zapojena do systému střídání plodin (ČSÚ 2011). V literatuře to ale nebývá vždy takto rozlišováno, takže následující údaje zahrnují i půdu ladem. „Zpráva o stavu zemědělství ČR za rok 2003“ uvádí odhad, že bylo těsně před vstupem do EU v Česku 300 tis. ha nevyužívané zemědělské půdy (MZe 2003). Podle Bičíka a kol. (2015) celková rozloha nevyužívané půdy vzrostla mezi lety 1990 a 2005 až na 350 tis. ha (tedy 12 % orné půdy). Postupné zarůstání nevyužívané půdy dřevinami rovněž uvádějí jako důvod neshody mezi daty katastru a LPIS některé další Zprávy o stavu zemědělství (např. MZe 2015).

To, že velikost shody mezi zastoupením orné půdy podle katastru a LPIS není náhodná, ale relativně klesá se zhoršujícími se přírodními podmínkami pro zemědělství, dokládá obr. 24. Nevyužívanou zemědělskou půdu a nevidované změny orné půdy v trvalé travní porosty lze očekávat právě v místech horších přírodních podmínek, takže tento výsledek (nižší relativní shoda mezi daty katastru a LPIS v těchto oblastech) potvrzuje uvedená vysvětlení rozdílů. Zprávy o stavu zemědělství uvádějí ještě několik dalších, spíše metodických vysvětlení rozdílů mezi údaji katastru a LPIS (např. že nejmenší evidovaná plocha v LPIS je 100 m<sup>2</sup>). Dle autora však zdaleka nemají takový význam jako příčiny diskutované výše.

Obr. 24 – Podíl orné půdy v katastrálních územích Libereckého kraje dle úřední ceny zemědělské půdy v roce 2017



Zdroje: Katastr nemovitostí, LPIS – převzato z Janoušek (2018)

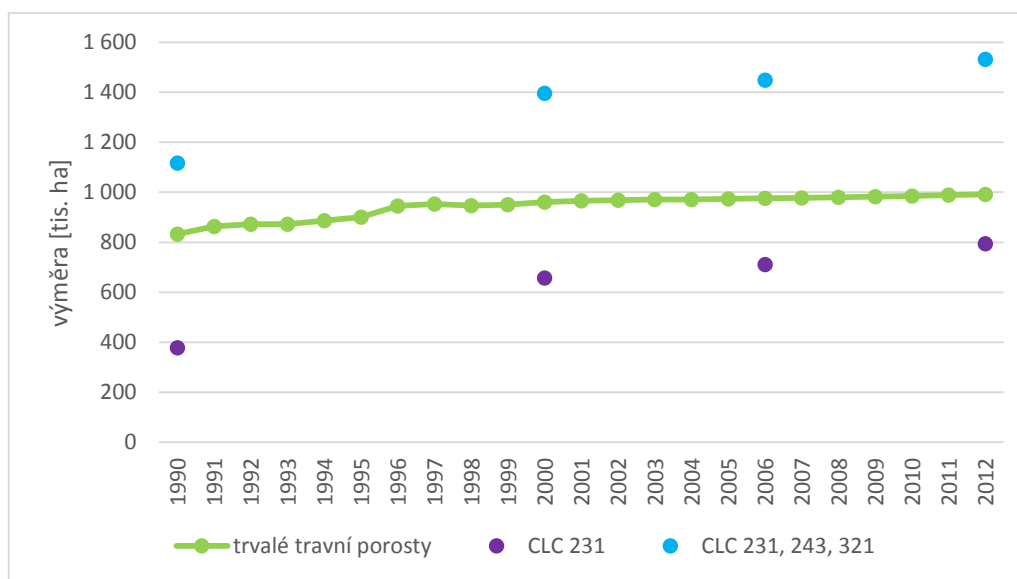
Pozn.: Ve třídě „0,99 Kč/m<sup>2</sup> a méně“ zařazeno i 8 katastrálních území bývalého vojenského újezdu Ralsko.

Vzhledem k uvedeným omezením dat o využití krajiny bude ještě provedeno srovnání s daty krajinného pokryvu, konkrétně CORINE Land Cover (CLC 1990–2012). Při jejich interpretaci je nutné vzít v úvahu zcela odlišnou metodiku vzniku dat (jedná se o data dálkového průzkumu Země) a také relativně velkou minimální mapovací jednotku (25 ha v případě stavových vrstev a 5 ha u změnových vrstev, které zde budou zejména použity). Podle změnových vrstev CORINE Land Cover v období 1990–2012 ubylo cca 452 tis. ha orné půdy a přibýlo 333 tis. ha travních porostů (obě třídy vymezeny stejně jako v databázi HILDA, Fuchs a kol. 2015a). To se výrazně projevilo při srovnání extenzifikace zemědělství ve vybraných zemích střední a východní Evropy, kde je Česko jednoznačně státem s největším rozsahem tohoto procesu v období 1990–2006 (viz Feranec a kol. 2017, s. 21). Na druhou stranu podle dat katastru ve stejném období ubylo „pouze“ 226 tis. ha orné půdy a přibýlo 159 tis. ha trvalých travních porostů – jedná se tedy v obou případech zhruba o poloviční rozsah změn než podle dat krajinného pokryvu.

Jelikož se definice tříd katastru a CLC značně odlišují, je v obr. 25 z dat CLC zachycena jak třída luk a pastvin (231), tak její součet s dalšími dvěma třídami, které travní porosty také zahrnují. Je jasně patrné, že zatímco podle dat katastru se nárůst výměry trvalých travních porostů po roce 1996 téměř zastavil, podle dat CLC pokračuje relativně významným tempem i nadále. Roku 1990 se rozloha TTP více blížila rozloze součtu tříd CLC 231, 243 a 321, naopak v roce 2012 se více blíží rozloze samotné třídy 231. Tento výsledek podporuje tvrzení o zastarávání katastrálních dat (z hlediska druhů pozemků).



Obr. 25 – Louky a pastviny dle dat katastru a CORINE Land Cover v Česku 1990–2012



Zdroje: CORINE Land Cover (CLC) 1990–2012, ČÚZK (Sálusová 2018)

Pozn.: třídy CLC: 231 – louky a pastviny, 243 – zemědělské oblasti s přirozenou vegetací, 321 – přírodní louky

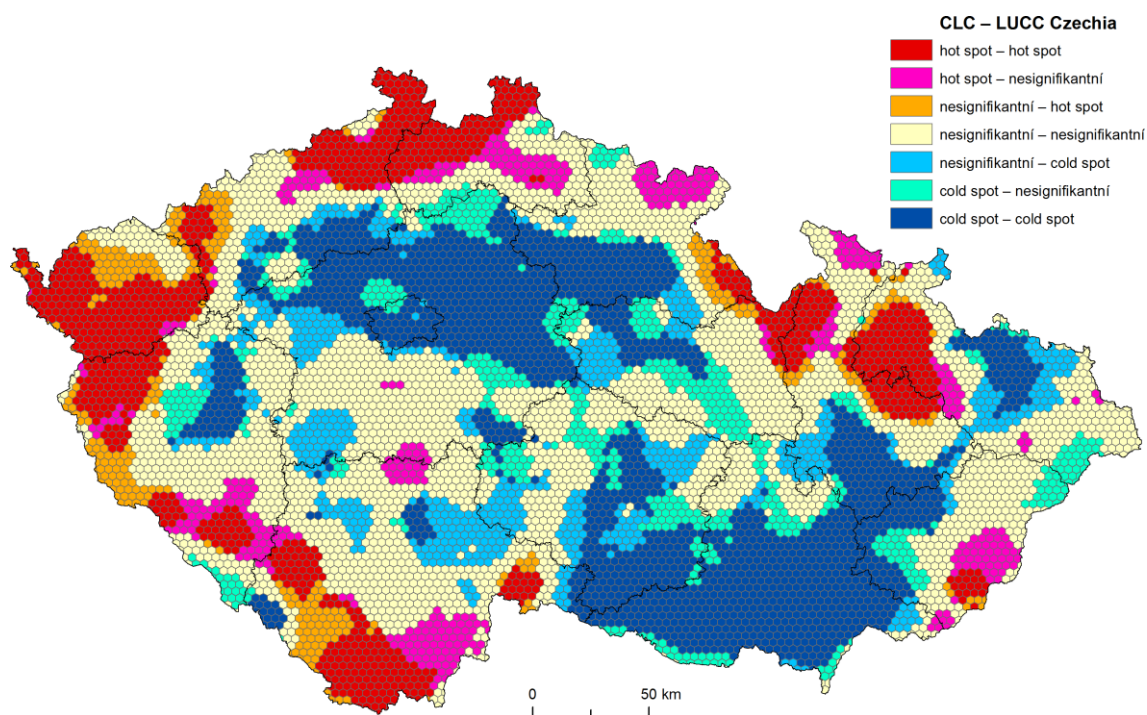
Nejde však jen o rozsah změn ale také o jejich územní vzorec. Na příkladu Libereckého kraje byla ukázána tato odlišnost mezi katastrální evidencí a LPIS na příkladu trvalých travních porostů (Janoušek 2018). Zde bude ukázána rozdílnost územních vzorců zvyšování podílu (trvalých) travních porostů na datech katastru a CORINE Land Cover v celém Česku.

Česko bylo rozděleno podle pravidelné šestiúhelníkové sítě (rozloha jednoho šestiúhelníku je 10 km<sup>2</sup>) a následně byly výsledky obou databází (LUCC Czechia a CORINE Land Cover) přepočítány na tyto územní jednotky (podobný přístup použili při práci s daty CORINE Land Cover např. Romportl, Chuman, Lipský 2010). V případě databáze LUCC Czechia je sledována změna podílu trvalých travních porostů 1990–2010, v případě CORINE Land Cover změna celkového podílu tříd 231 a 243 (louky a pastviny, resp. zemědělské oblasti s přirozenou vegetací)<sup>23</sup> v období 1990–2012<sup>24</sup>. Výsledek se ale příliš nelišil, ani když byla se změnou podílu trvalých travních porostů srovnávána pouze změna třídy 231. Následně byla provedena hot spot analýza v softwaru ArcMap 10.6 pro každý datový zdroj zvlášť a na závěr byly výsledky obou analýz porovnány (obr. 26).

<sup>23</sup> Přírodní louky (třída 321) nebyly do tohoto hodnocení zahrnuty kvůli jejich malé rozloze.

<sup>24</sup> Zjednodušeně o nich v následující části bude psáno společně jako o travních porostech.

Obr. 26 – Hot spot analýza (95% interval spolehlivosti) změny zastoupení luk a pastvin v Česku 1990–2010/12



Zdroje: CORINE Land Cover (1990–2012), databáze LUCC Czechia (1990–2010) – Bičík a kol. (2013). Pozn.: změna podílu trvalých travních porostů (LUCC Czechia) a tříd 231+243 (CLC)

Výsledek neukazuje na zásadní rozdílnost územního vzorce, který oba zdroje pro změny zastoupení travních porostů podávají – spíše se vzájemně doplňují. Díky kombinaci obou zdrojů je jako „hot spot“ zvýšení podílu travních porostů vyhodnoceno celé Pošumaví. Některá území jsou zachycena pouze jedním zdrojem (např. Broumovsko v případě CORINE Land Cover a jižní část Českého lesa v případě LUCC Czechia).

Po představení kontextu extenzifikačních procesů a jejich vývoje ve světě, v Evropě a v Česku následuje hodnocení vlivu vybraných přírodních a společenských faktorů (zejména pomocí vytvořených modelů sociálněgeografické exponovanosti) na využití české krajiny (s důrazem na intenzitu tohoto využití).

## 6. Dlouhodobý vývoj vlivu přírodních a společenských podmínek na (intenzitu) využití krajiny v Česku 1845–2010

### 6.1 Vztahy složek sociálněgeografické exponovanosti s intenzitou využití krajiny

Tato kapitola se zabývá vztahy ukazatele sociálněgeografické exponovanosti, jehož konstrukce byla představena ve 4. kapitole, a dalších faktorů (přírodních podmínek) s vývojem využití krajiny. Hodnoceny budou jednotlivé složky sídelní a dopravní exponovanosti a dále hustota zalidnění ve vztahu k celkové intenzitě využití krajiny vyjádřené koeficientem ekologické významnosti (KEV, kap. 3.2). Jedná se o agregátní ukazatel zahrnující všechny dílčí třídy využití krajiny, proto byl vybrán pro ukázkou vlivu jednotlivých složek exponovanosti. Mimo jiné z důvodu možnosti srovnání s dřívějšími pracemi budou na závěr vyhodnoceny také korelace mezi ukazateli přírodních podmínek a využitím krajiny.

Umístění datových bodů v grafech odpovídá časovým horizontům dat využití krajiny (tj. 1845, 1896, 1948, 1990 a 2010), k nimž byly modely exponovanosti (na základě různých datových zdrojů) vytvářeny. Pouze pro odlišení dvou modelů vztahujících se k využití krajiny v roce 1948 je použita datace příslušných sčítání lidu (1930 a 1950). Vzhledem k poměrně dlouhým názvům grafů platí, že není-li uvedeno jinak, jedná se o území Česka a období 1845–2010 (není to tedy v každém názvu znovu opakováno).

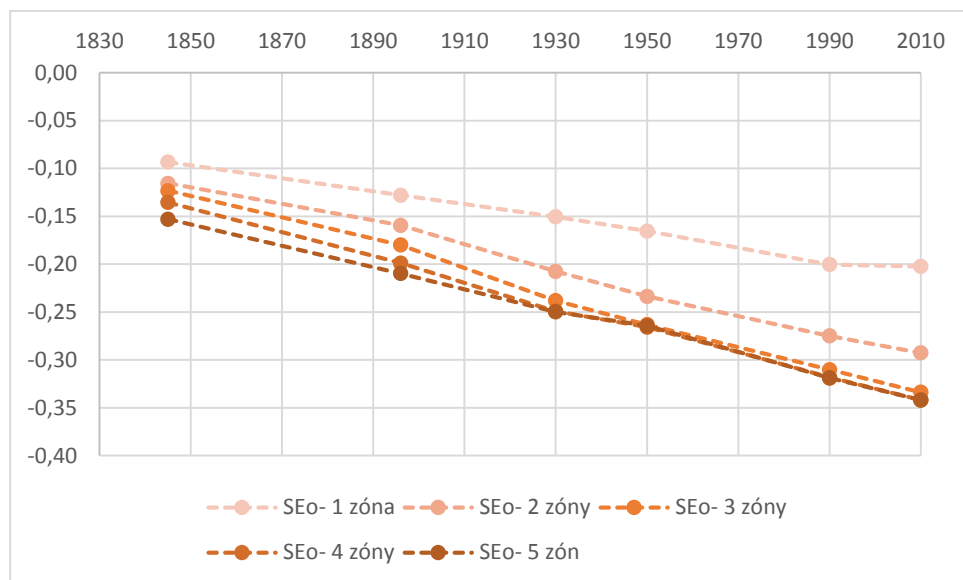
Vztahy KEV a sídelní exponovanosti (obou variant a všech širí vymezení, obr. 27 a příloha 11) se v průběhu celého sledovaného období postupně zesilovaly. Druhým zjištěním platným pro obě varianty je postupné zvyšování diferenciace výsledků jednotlivých širí vymezení v čase. Tedy k roku 1845 má výsledný korelační koeficient (sídelní exponovanosti a KEV) pro vymezení s jednou zónou exponovanosti podobnou hodnotu jako vymezení s pěti zónami, zatímco k roku 2010 se jejich hodnoty více odlišují. Možným vysvětlením je postupné zvětšování regionů s podobným typem využití krajiny (Mareš 2012), které lze lépe podchytit pomocí vymezení exponovanosti s více zónami (oproti úzkému vymezení).

Územně rozsáhlejší vymezení sídelní exponovanosti (tj. varianta „odmocnina“, obr. 27) vykazovalo na počátku sledovaného období silnější asociaci s KEV (ve srovnání s variantou „poloměr“), ale ve dvacátém století již výsledky při použití tří až pěti zón exponovanosti prakticky splývají. To je způsobeno právě rozsáhlejším vymezením, kdy zóny už pokrývají téměř celé území Česka.

Méně rozsáhlá vymezení sídelní exponovanosti (varianty „poloměr“, příloha 11) sice na počátku sledovaného období dosahují slabší asociace s KEV, ale ve dvacátém století vymezení s největším počtem zón dosahují podobných hodnot jako ve variantě „odmocnina“. Výhodou této varianty je, že si všechna vymezení během celého období

lépe zachovávají jistou svébytnost a tedy i smysl (tj. výsledky jednotlivých vymezení se vzájemně nepřekrývají).

Obr. 27 – Vztahy KEV a sídelní exponovanosti (varianty „odmocnina“) v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient) v Česku 1845–2010



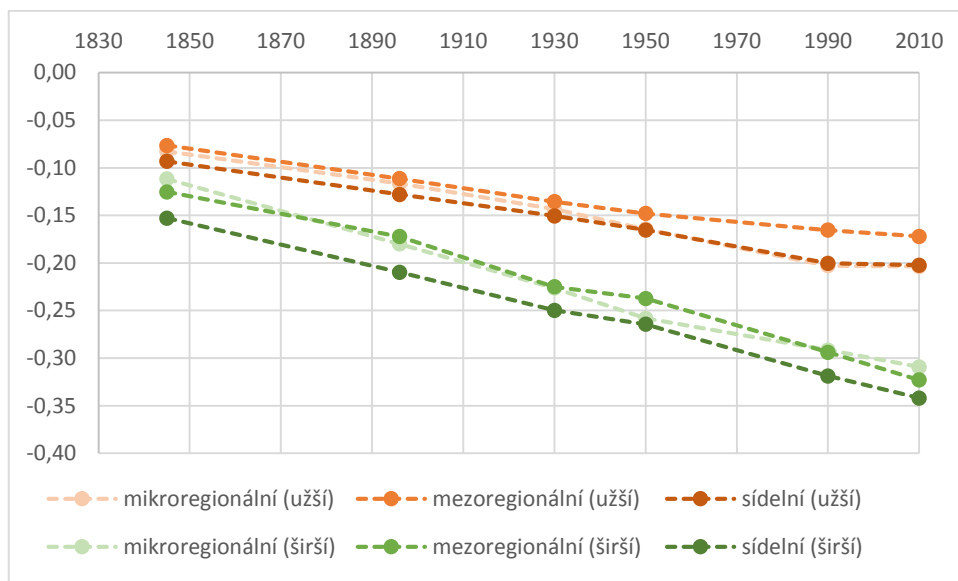
Zdroje: ArcČR 500 (2013–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987).

Nyní se podrobněji podívejme na jednotlivé složky, které ukazatel sídelní exponovanosti tvoří. Je to mikroregionální exponovanost (tedy vzdálenost od některého z vybraných středisek, jejichž počet se v modelu pohybuje mezi 130 a 476, viz tab. 3) a mezoregionální exponovanost (vzdálenost od středisek koncentračních areálů, jichž bylo 7 až 14, viz tab. 4 a příslušný text).

Opět jsou vyhodnoceny obě varianty („odmocnina“ a „poloměr“) – ale každá z nich již pouze ve dvou šířích vymezení – s jednou zónou exponovanosti, označená jako „užší“, a s pěti zónami, označená jako „širší“ (obr. 28 a příloha 12). Základní charakteristiky obou variant jsou obdobné jako v případě popisu celkové sídelní exponovanosti výše, tedy zvyšování síly asociace s KEV a nárůst rozdílu mezi užším a širším vymezením v čase.

Síle asociace celkové sídelní exponovanosti (s KEV) se častěji blíží síle asociace mikroregionální exponovanosti, což se dalo předpokládat, protože je založena na vyšším počtu středisek (ve variantě „odmocnina“ a širším vymezení je však situace vyrovnaná). Zajímavé ale je, jak jsou si hodnoty síly asociace obou exponovaností podobné, přestože jedna vychází z několika set středisek, zatímco druhá pouze z počtu v řádu jednotek (ovšem těch nejvýznamnějších středisek). Tento výsledek potvrzuje, že pro vymezení exponovanosti jsou zásadní ta největší/nejvýznamnější střediska osídlení a vazby mezi nimi, které tvoří páteř celého systému (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987).

Obr. 28 – Vztahy KEV a dílčích složek sídelní exponovanosti (varianty „odmocnina“) v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient)



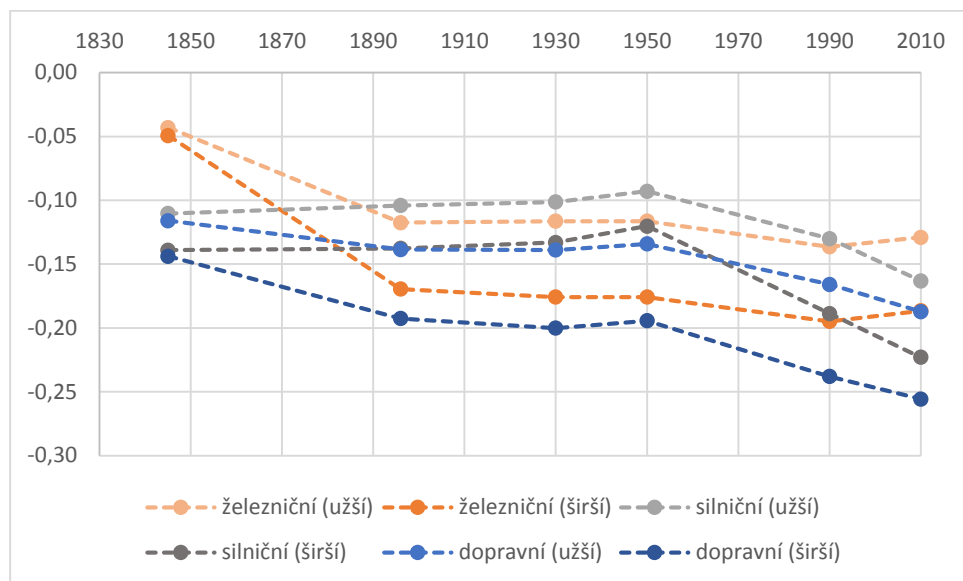
Zdroje: ArcČR 500 (2013–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987).

Souvislost exponovanosti vymezené podle hlavních dopravních tahů s intenzitou využití krajiny (KEV) ukazuje obr. 29. Význam užšího a širšího vymezení je zde jiný než u sídelní exponovanosti (viz kap. 4.3). Použito je ale stejné označení časových horizontů, neboť s daty sídelní exponovanosti bude dopravní exponovanost následně kombinována.

Velmi nízká síla asociace (či nekorelovanost) exponovanosti dle železniční sítě s KEV na začátku sledovaného období je pochopitelná, neboť se jednalo teprve o několik prvních železničních tratí. Následně po výstavbě základní železniční sítě síla asociace (s KEV) „železniční exponovanosti“ předstihla „exponovanost silniční“ (v jejich užším i širším vymezení) – již ve druhém horizontu 1896. Následně síla asociace KEV s „železniční exponovaností“ rostla jen mírně nebo spíše stagnovala, až v posledním období od roku 1990 význam této exponovanosti poklesl.

Naopak v případě „silniční exponovanosti“ přes počáteční vyšší hodnotu docházelo až do poloviny 20. století k mírnému poklesu síly asociace s KEV, pravděpodobně ve prospěch rozvíjející se železniční dopravy, která v této době měla větší vliv na změny využití krajiny, i na přetváření systému osídlení (srov. Auerhan 1934). Rozvoj automobilismu ve 2. polovině 20. století a výstavba dálniční sítě vedly k posílení vlivu „silniční exponovanosti“, takže se její síla asociace s KEV v roce 1990 téměř vyrovnala „železniční exponovanosti“ a v následujícím období ji předčila.

Obr. 29 – Vztahy KEV a dopravní exponovanosti (včetně jejích složek) v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient)

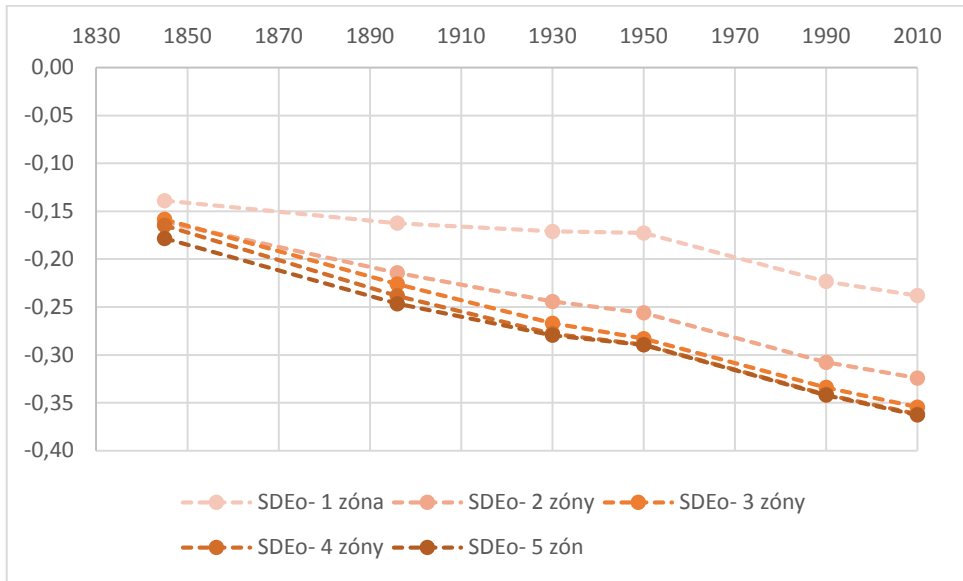


Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČÚZK (2018); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).

Vztah celkové dopravní exponovanosti s intenzitou využití krajiny se v průběhu sledovaného období zesiloval, a to výrazněji u širšího vymezení této exponovanosti. Což lze interpretovat tak, že dopravní infrastruktura má stále větší vliv na využití krajiny nejen v územích (SÚJ), kterými přímo prochází, ale také v jejich blízkém okolí (v sousedních jednotkách). Síla asociace se zvýšila především v druhé polovině 19. století, tedy v období zásadního rozmachu železniční dopravy, a v druhé polovině 20. století, kdy došlo k výraznému rozvoji silniční dopravy.

Vztah výsledné kombinace sídelní a dopravní exponovanosti (v různých vymezeních) s intenzitou využití krajiny (dle KEV) zachycuje obr. 30. Ukazuje se, že přidání dopravní exponovanosti vedlo k zesílení asociace s KEV (oproti původním hodnotám různých vymezení samotné sídelní exponovanosti, obr. 27) především v případě užších širší vymezení a v počátečních časových horizontech. Naopak síla asociace (zejména) širšího vymezení exponovanosti na konci sledovaného období se již příliš nezvýšila (obr. 31). Jistou odchylku představuje zvýšení „přínosu“ dopravní exponovanosti v případě nejužšího vymezení od roku 1990. Při takto úzkém vymezení mohou hrát větší roli nově vystavěné dálnice, jejichž rozloha je jinak z hlediska rozlohy celého Česka velmi malá.

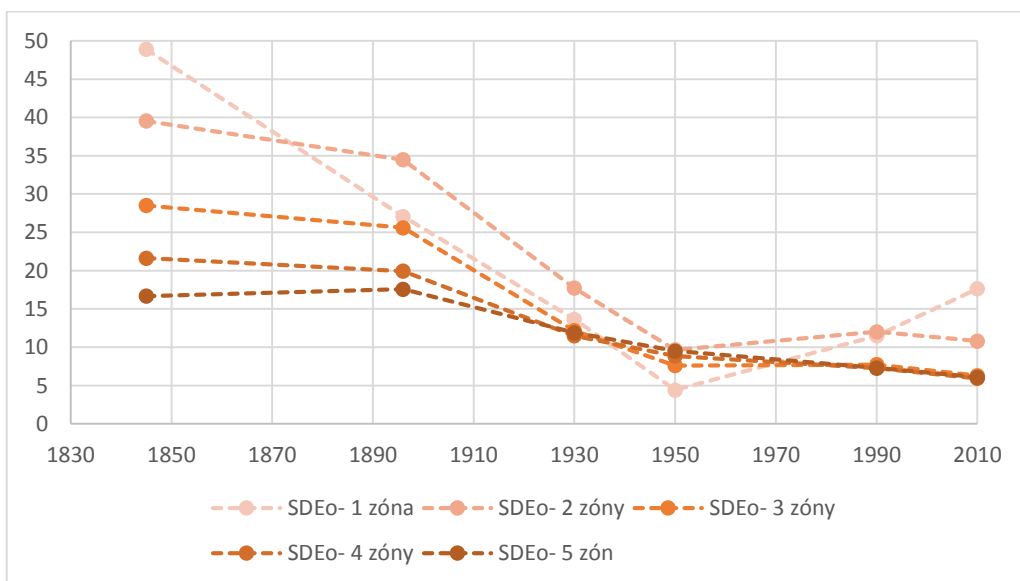
Obr. 30 – Vztahy KEV se sídelní (varianty „odmocnina“) a dopravní exponovaností v různých širších vymezeních (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).

Tento výsledek odpovídá postupné transformaci prostorové organizace společnosti do „organického (post-industriálního) systému“, v němž dochází ke sjednocení vztahů mezi hlavními středisky (materializovanými do významných dopravních tahů) s intenzitou osídlení (viz Hampl, Gardavský, Kühnl 1987, s. 200) – tedy ke vzájemnému překryvu zde sledované sídelní exponovanosti s dopravní exponovaností, tudíž relativní „přínos“ dopravní exponovanosti v čase klesá.

Obr. 31 – Relativní nárůst síly asociace sídelní a dopravní exponovanosti s KEV oproti samotné sídelní exponovanosti (%)



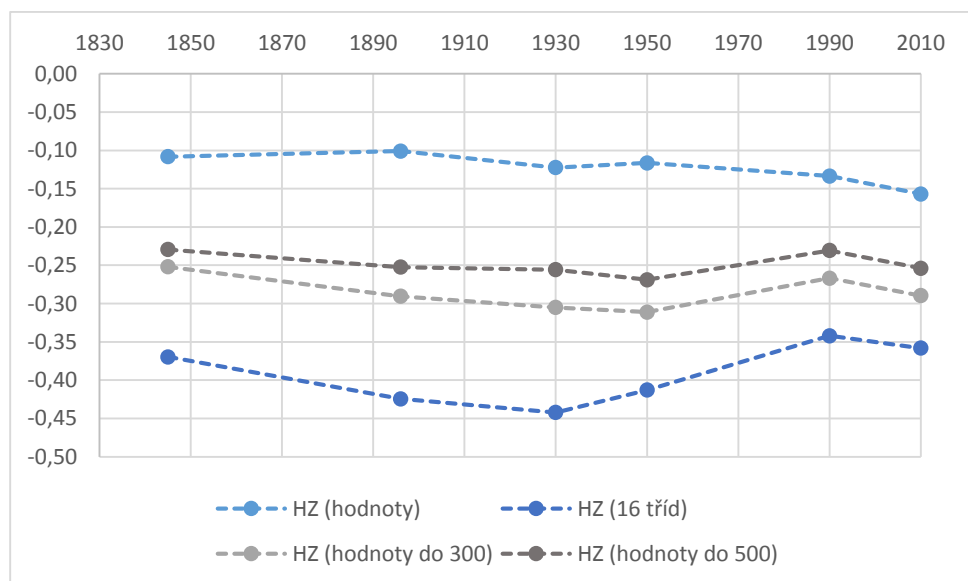
Zdroje: viz obr. 30

Obdobné závěry platí také pro variantu „poloměr“ (příloha 13), jen s tím rozdílem, že zde více splývají výsledky různých širší vymezení na počátku sledovaného období, nikoliv na konci.

V práci jsou dále hodnoceny také kombinace sídelní a dopravní exponovanosti s hustotou zalidnění. Zde se podíváme na vztah hustoty zalidnění s intenzitou využití krajiny samostatně (obr. 32). Dle očekávání je síla asociace hustoty zalidnění s KEV pouze slabá (přestože v průběhu sledovaného období došlo k jejímu mírnému zvýšení). Hodnoty hustoty zalidnění totiž nemají normální rozdělení, takže nejsou vhodná pro hodnocení Pearsonovým korelačním koeficientem. Naopak se vyznačují krajně nerovnoměrným rozdělením hodnot („hodně minim, málo maxim“). Převážně městské územní jednotky, které mají hustotu zalidnění v řádu stovek i tisíců obyvatel na km<sup>2</sup>, se vzájemně nejvíce liší hustotou zalidnění (tvoří podstatnou část variability jejich hodnot), ale zároveň se příliš neodlišují využitím krajiny – jedná se o převážně městskou krajinu podobné struktury s významnými podíly zastavěných a ostatních ploch. To celkovou sílu asociace mezi hustotou zalidnění a intenzitou využití krajiny pochopitelně snižuje.

Správnost uvedené úvahy potvrzují výsledky upravených hodnot hustoty zalidnění, kdy všechny hodnoty nad 300 obyv./km<sup>2</sup> byly nahrazeny touto hodnotou (resp. ve druhé variantě všechny hodnoty nad 500 obyv./km<sup>2</sup> touto hodnotou; též obr. 32). Nahrazeno bylo v prvním případě 2,9 % všech hodnot, v druhém pak 1,3 %. V obou variantách došlo k podstatnému zesílení asociace s KEV, výrazněji u varianty s nižším prahem maximální uvažované hodnoty hustoty zalidnění.

Obr. 32 – Vztahy KEV a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: ArcČR 500 (2013–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987).



Nejsilnější asociace s KEV bylo dosaženo při klasifikaci hodnot hustoty zalidnění do 16 tříd (kap. 4.4). Tento počet tříd je vhodný také pro kombinaci hustoty zalidnění s výslednou sídelní a dopravní exponovaností, která je hodnocena pomocí bodů. Důvod nejsilnější asociace intenzity využití krajiny s hustotou zalidnění klasifikovanou do tříd je pravděpodobně v tom, že nejlépe eliminuje vliv velmi vysokých hustot zalidnění v městských oblastech. Mohou se tak silněji projevit vztahy typické pro oblasti ostatní (převážně venkovské): nejvyšší hodnoty KEV v zalesněných územích se pojí s velmi nízkou hustotou zalidnění, naopak hustěji osídlené zemědělské oblasti jsou intenzivně využívané (s vyšším podílem orné půdy a mají tedy nižší hodnotu KEV); mezi těmito krajními případy existuje relativně plynulá škála hodnot (s různým podílem TTP a dalších tříd).

Tyto základní spojitosti se až do poloviny 20. století ještě zesilovaly, rychlejším tempem do časového horizontu 1896, kdy dosáhl extenzivní rozvoj zemědělství svého maxima a česká krajina byla využívána neintensivněji (podle struktury sledovaných tříd využití). I poté pokračoval nárůst síly asociace, neboť úrodné zemědělské oblasti stále populačně spíše rostly a zvětšoval se tak rozdíl oproti řídkěji zalidněným horským územím.

Zlom tohoto trendu nastal v druhé polovině 20. století, kdy především vlivem pokračujícího procesu urbanizace docházelo k vylidňování většiny venkovských oblastí – i když se netýkalo ve stejné míře všech typů venkova (např. populační význam jiho- a středomoravských nížin se relativně zvýšil; srov. Perlín, Kučerová, Kučera 2010). Postupně se tak stíral rozdíl mezi řídkěji zalidněnými (převážně) lesními krajinami a stále řídkěji osídlenou většinou zemědělských krajin – což vedlo k výraznému oslabení sledované asociace.

Další obrat nastal po roce 1989, kdy došlo k výrazné extenzifikaci zemědělského využití podhorských a jiných periferních oblastí (ukončením systému socialistických zemědělských dotací) – především šlo o nárůst podílu trvalých travních porostů – tím se zvýšila hodnota KEV těchto území, která se tak opět dostala do většího souladu se sníženou hustotou zalidnění (síla asociace tedy opět mírně vzrostla).

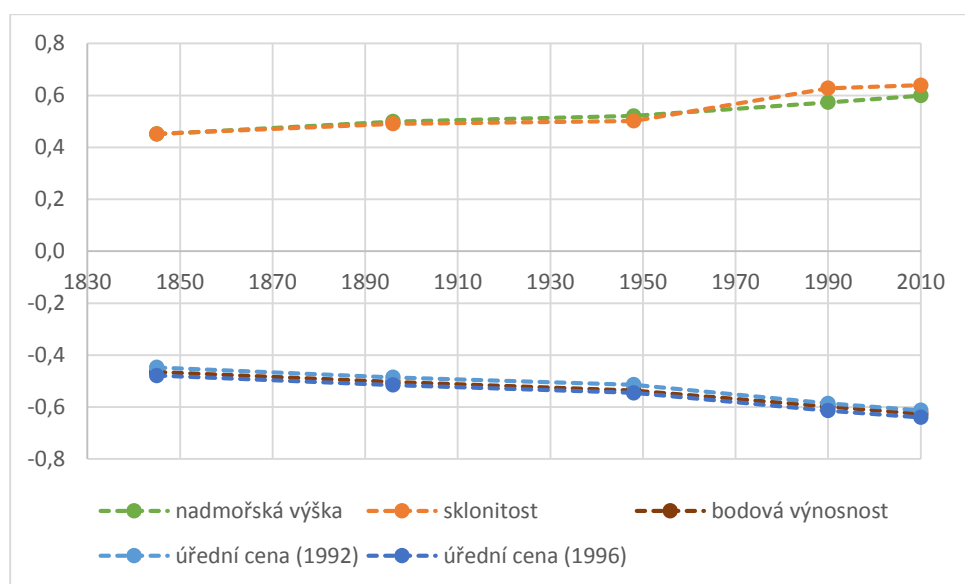
## **6.2 Přírodní podmínky a intenzita využití krajiny**

Samostatně jsou vyhodnoceny také vztahy mezi KEV a ukazateli přírodních podmínek (včetně úřední ceny zemědělské půdy), mimo jiné kvůli možnosti srovnání výsledků s dřívějšími pracemi (Bičík a kol. 2010, 2015; Kabrda 2003; Štych 2007) a zejména proto, že budou později hodnoceny v kombinaci s ukazateli společenských podmínek. Z důvodu zmíněného srovnání jsou také zahrnuty dnes již poněkud „historické“

ukazatele úřední ceny zemědělské půdy z 90. let, které byly v těchto pracích použity (např. Bičík a kol. 2010, kap. 10)<sup>25</sup>.

Asociace KEV s nadmořskou výškou a sklonitostí je kladná, s bodovou výnosností a úřední cenou zemědělské půdy naopak záporná (obr. 33). Srovnání síly asociace (tedy absolutní velikosti Pearsonova korelačního koeficientu) těchto opačných vztahů poskytuje obr. 34.

Obr. 33 – Vztahy mezi koeficientem ekologické významnosti a ukazateli přírodních podmínek, včetně úřední ceny zemědělské půdy (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: ArcČR 500 (2016), Bičík a kol. (2013), SPÚ (2017)

Největší sílu asociace s KEV má téměř ve všech časových horizontech úřední cena zemědělské půdy (k roku 1996), pouze v roce 1990 měla nejsilnější asociaci sklonitost. Další v pořadí síly asociace většinou následuje bodová výnosnost zemědělské půdy, vycházející z BPEJ a souhrnně odrážející kvalitu přírodních podmínek. Ta má sílu asociace s KEV zhruba o jeden procentní bod nižší než zmíněná úřední cena.

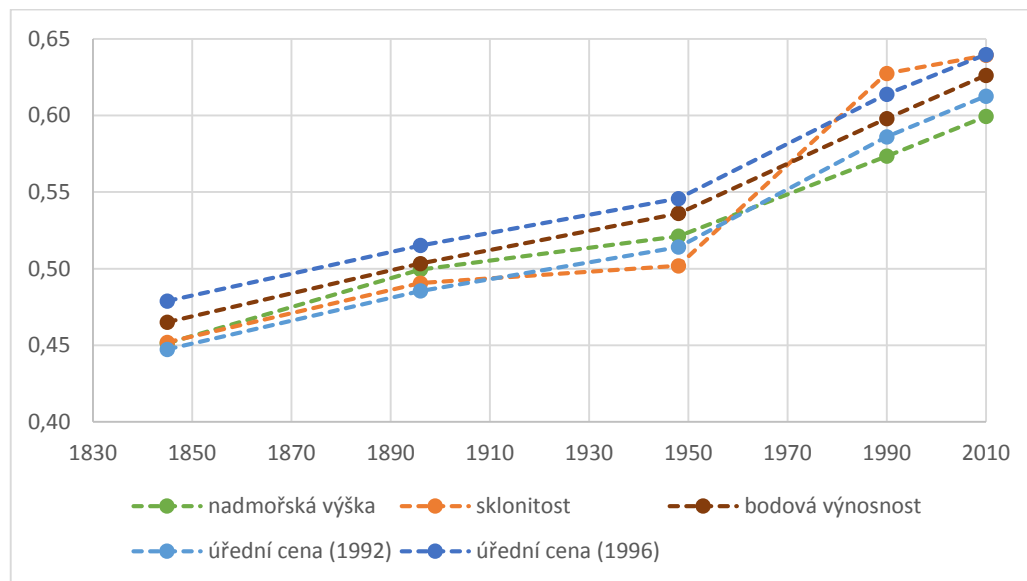
Vzhledem k tomu, že úřední cena zohledňuje některé společenské (ekonomické) faktory, je dána přednost bodové výnosnosti jako ukazateli čistě přírodních předpokladů půdy. Společenské podmínky (především exponovanost) jsou v této práci hodnoceny samostatně. Dále tedy budou z těchto ukazatelů používány nadmořská výška, sklonitost a bodová výnosnost.

Celkově se pořadí ukazatelů v jednotlivých časových horizontech příliš nemění, s výjimkou sklonitosti. Ta na počátku sledovaného období hrála méně významnou roli,

<sup>25</sup> Naopak starší ukazatel produkční schopnosti zde použit není, protože nebyl v databázi LUCC Czechia kompletní a jeho hodnota u cca 1400 SÚJ chyběla. Plně jej nahrazuje ukazatel bodové výnosnosti zemědělské půdy.

což bylo způsobeno omezenými dopravními možnostmi a celkově větší uzavřeností lokálních ekonomických vazeb (Grešlová Kušková 2013), takže i obyvatelé těchto sídel museli krajinu využívat intenzivněji pro zajištění vlastních potravin (pomocí lidské a zvířecí síly). Naopak zemědělství průmyslového typu, které se rozvinulo ve druhé polovině 20. století, intenzivněji využilo úrodnější oblasti, ale výrazně svažité lokality nedostupné pro zemědělskou techniku byly opuštěny a jsou využívány odlišným způsobem (nejčastěji byly zalesněny).

Obr. 34 – Síla asociace mezi koeficientem ekologické významnosti a ukazateli přírodních podmínek\* (Pearsonův korelační koeficient,  $|r|$ )



Zdroje: ArcČR 500 (2016), Bičík a kol. (2013), SPÚ (2017)

Pozn.: \*včetně úřední ceny zemědělské půdy. Asociace KEV s nadmořskou výškou a sklonitostí je kladná, s ostatními ukazateli záporná.

### 6.3 Výběr nejvhodnější varianty modelu exponovanosti pro další hodnocení

Vzhledem k poměrně vysokému počtu vytvořených variant modelů exponovanosti bylo nezbytné vybrat z nich jen několik nejvhodnějších, které budou použity v dalších podrobnějších hodnoceních. Nejvíce variant vzniklo při konstrukci ukazatele sídelní exponovanosti, proto jí bude věnována zvláštní pozornost.

#### *Sídelní exponovanost*

Byly proto vyhodnoceny síly asociace (absolutní hodnota Pearsonova korelačního koeficientu) sídelní exponovanosti (ve všech variantách vymezení) s vybranými

ukazateli využití krajiny v jednotlivých sledovaných časových horizontech (či všech obdobích mezi nimi v případě změnových ukazatelů) – tab. 10 a 11.

Tab. 10 – Průměrné hodnoty síly asociace sídelní exponovanosti (varianty „odmocnina“ a různé šíře vymezení) s vybranými ukazateli využití krajiny

počet zón exponovanosti	podíl (na celk. rozloze)			změna podílu			index změny	KEV	změna KEV	celkem
	OP	TTP	LP	OP	TTP	LP				
1 (užší)	0,115	0,132	0,127	0,091	0,030	0,065	0,086	0,157	0,049	0,103
2	0,192	0,238	0,157	0,098	0,045	0,128	0,069	0,214	0,092	0,151
3	0,233	0,304	0,169	0,080	0,058	0,175	0,055	0,241	0,125	0,179
4	0,248	0,323	0,174	0,060	0,059	0,201	0,066	0,251	0,147	0,191
5 (širší)	0,255	0,334	0,176	0,061	0,058	0,209	0,068	0,256	0,159	0,197

Zdroje: ArcČR 500 (2013–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987).

Pozn.: Jedná se o průměry hodnot všech sledovaných časových horizontů (či všech období mezi nimi v případě změnových ukazatelů). Nejvyšší hodnota ve sloupci je zvýrazněna oranžově, druhá nejvyšší žlutě.

Nejčastěji byla nejvyšší síla asociace zaznamenána v případě nejširšího vymezení sídelní exponovanosti s pěti zónami, a to s podíly nejvýznamnějších (z hlediska rozlohy) tříd využití krajiny i s agregátním ukazatelem, koeficientem ekologické významnosti. Tento výsledek není příliš překvapivý, protože nejširší vymezení exponovanosti podává ve srovnání s ostatními variantami nejdiferencovanější obraz exponovanosti (díky pěti zónám) a zároveň zahrnuje (tedy její nenulové hodnoty) územně největší část Česka.

Naopak index změny má největší sílu asociace se sídelní exponovaností v nejužším vymezení, tedy s jednou zónou exponovanosti ležící nejbliže od modelových středisek osídlení (tab. 10). Síla asociace je však velmi slabá, pod hranicí 0,1. Je vhodné připomenout, že index změny vyjadřuje jednou hodnotou jakýkoliv typ změny využití krajiny (z hlediska jeho tříd – tedy i vzájemně protichůdné procesy), nelze tak očekávat lineární tvar vztahu se sídelní exponovaností. Jeden typ změny ale v okolí středisek osídlení dlouhodobě dominuje, je jím zástavba orné půdy, která je nejintenzivnější právě v nejbližším okolí těchto středisek. Tím lze vysvětlit postupný pokles síly asociace s indexem změny u prvních třech (užších) variant vymezení sídelní exponovanosti<sup>26</sup>. Zároveň má nejužší vymezení exponovanosti druhou nejsilnější asociaci se změnou podílu orné půdy, což uvedenou interpretaci podporuje.

Obecně lze říci, že silnější asociaci nalezneme mezi charakteristikami přírodních a společenských podmínek (včetně sídelní exponovanosti) a stavovými ukazateli využití krajiny (podíl tříd, KEV), než se změnovými ukazateli (změna podílu tříd, index změny,

<sup>26</sup> Což platí také u všech variant v tab. 11, kde se jedná celkově o užší vymezení – srov. tab. 6.

změna KEV). Ve stavových ukazatelích se stále významným způsobem odráží základní dichotomie území Česka, která sestává z nížin a úvalů (staré sídelní oblasti) a vrchovin a horských oblastí (oblasti pozdějších kolonizací). Na druhou stranu změny využití krajiny (od poloviny 19. století) mají mnoho různých příčin, které navíc nemají lineární charakter, tudíž jejich postihnutí Pearsonovým korelačním koeficientem je výrazně méně úspěšné.

Uvedené „pravidelnosti“ se v tabulce 10 vymykají lesní plochy, jejichž síla asociace se sídelní exponovaností je vyšší v případě změnového ukazatele (tj. změny podílu) než u stavového. Lesní plochy jsou v čase velmi stabilní třídou, lesy dlouhodobě zůstávají (na vhodných stanovištích) i v jinak velmi exponovaných oblastech, což může snižovat sílu asociace (v případě podílu lesních ploch na celkové rozloze). Na druhou stranu rozšiřování lesů během sledovaného období, zejména v rámci tzv. lesního přechodu (Mather 1992, 2002), se týkalo primárně periferních horských a podhorských území. Tento závěr podporuje také opětovný nárůst síly asociace indexu změny se třemi nejširšími vymezeními sídelní exponovanosti<sup>27</sup>, kde lze předpokládat, že u nejbližších zón exponovanosti (od středisek osídlení) bylo zalesňování typickým procesem změny.

Tab. 11 – Průměrné hodnoty síly asociace sídelní exponovanosti (varianty „poloměr“ a různé šíře vymezení) s vybranými ukazateli využití krajiny

počet zón exponovanosti	podíl (na celk. rozloze)			změna podílu			index změny	KEV	změna KEV	celkem
	OP	TTP	LP	OP	TTP	LP				
1 (užší)	0,060	0,073	0,101	0,100	0,021	0,029	0,098	0,115	0,025	0,075
2	0,122	0,142	0,139	0,105	0,035	0,071	0,097	0,171	0,052	0,113
3	0,170	0,206	0,156	0,107	0,037	0,110	0,083	0,204	0,079	0,140
4	0,207	0,260	0,167	0,102	0,049	0,141	0,071	0,229	0,100	0,163
5 (širší)	0,231	0,300	0,172	0,090	0,057	0,167	0,060	0,244	0,119	0,178

Zdroje: ArcČR 500 (2013–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987). Pozn.: viz tab. 10

Vyhodnocení obou variant sídelní exponovanosti („odmocnina“ a „poloměr“) vede k relativně podobným výsledkům; případné odlišnosti jsou interpretovány výše. V dalších hodnoceních bude přednost dáována variantě „odmocnina“ (která zasahuje do větších vzdáleností), protože síla asociací s většinou ukazatelů využití krajiny nabývá vyšších hodnot.

<sup>27</sup> V tab. 11 tomu tak není, zóny exponovanosti zřejmě nezasahují do dostatečné vzdálenosti (do výrazněji periferních oblastí).

### *Kombinace hustoty zalidnění se sídelní a dopravní exponovaností*

Jako byly porovnány všechny vytvořené varianty sídelní exponovanosti (tab. 10 a 11), bylo podobné hodnocení použito také na výsledné kombinace hustoty zalidnění se sídelní a dopravní exponovaností (opět ve dvou variantách „odmocnina“ a „poloměr“ s jednou až pěti navazujícími zónami exponovanosti). Vzhledem k podobnosti s tab. 10 a 11 jsou tyto zařazeny v příloze (č. 14, 15).

Podle očekávání je síla asociace s většinou ukazatelů využití krajiny větší v případě tohoto souhrnného ukazatele sociálněgeografických podmínek oproti samotnému ukazateli sídelní exponovanosti. Přesto existuje několik opačných případů, z nichž nejvýznamnějším je podíl TTP (na celkové rozloze SÚJ) – kde je téměř vždy (kromě jedné z deseti variant vymezení) silnější asociace se sídelní exponovaností. Podrobnější hodnocení je uvedeno v textu k obr. 36.

Závěry jsou podobné jako u tab. 10 a 11, tedy že nejsilnější asociace mají varianty zahrnující nejširší vymezení sídelní a dopravní exponovanosti, zatímco nejužší vymezení má relativně silnější asociaci s indexem změny a změnou podílu orné půdy (více relativně silnější asociaci má toto vymezení ve variantě „poloměr“). Na základě provedených hodnocení (tab. 10, 11, přílohy 14, 15) byly k použití v dalších metodách vybrány jako nejprínosnější varianty s nejširším a nejužším vymezením zón sídelní exponovanosti (tj. s pěti zónami a s jednou, typu „odmocnina“ i „poloměr“).

## **6.4 Vztahy sociálněgeografické exponovanosti se stavem využití krajiny**

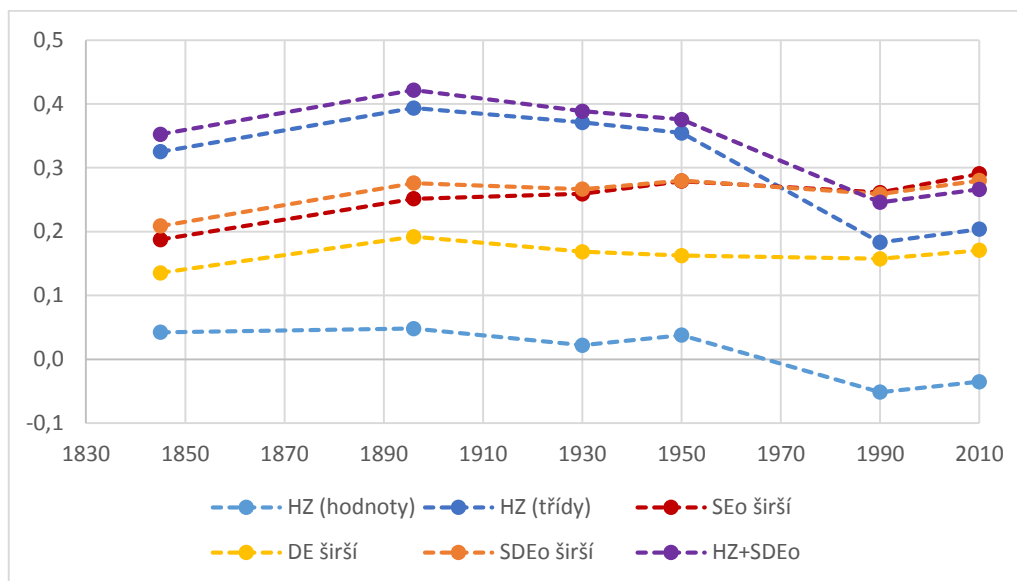
Kapitola 6.1 demonstrovala vztahy jednotlivých složek vytvořeného ukazatele sídelní a dopravní exponovanosti s využitím krajiny na příkladu koeficientu ekologické významnosti (tedy agregátním/souhrnném ukazateli intenzity využití).

Nyní se podívejme na další ukazatele využití krajiny, které jsou podstatné z hlediska tématu této práce, ztrát orné a zemědělské půdy (s důrazem na extenzifikační procesy). Jedná se o plošně nejvýznamnější třídy, tj. ornou půdu, trvalé travní porosty, lesní plochy, a o změny jejich zastoupení. Vztahům, které nejsou signifikantní na hladině 5 %, je v grafech přiřazena nulová hodnota (jsou zde ponechány z důvodu celkové čitelnosti grafu).

### *Orná půda*

Asociace podílu orné půdy na rozloze SÚJ je nejsilnější se souhrnným ukazatelem hustoty zalidnění (klasifikované do 16 tříd) a sídelní a dopravní exponovanosti (obr. 35). Nejvyšší hodnoty bylo dosaženo v časovém horizontu 1896, který byl zároveň vrcholem extenzivního rozvoje zemědělství (tj. zvyšování celkové produkce bylo dosahováno především zvětšováním rozlohy orné půdy).

Obr. 35 – Vztahy zastoupení orné půdy (na celkové rozloze SÚJ) s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).  
 Pozn.: Kombinace „HZ+SDEo“ se skládá z „HZ (třídy)“ a „SDEo širší“ – stejně u dalších grafů.

Vztah s dopravní exponovaností po počátečním posílení do roku 1896, kdy byla dobudována podstatná část železniční sítě, v dalších obdobích stagnoval. Příspěvek dopravní exponovanosti k posílení asociace s celkovou sídelní a dopravní exponovaností byl patrný pouze v 19. století. Transformace systému osídlení následně vedla ke splynutí sídelní a dopravní exponovanosti se samotnou sídelní exponovaností.

Během druhé poloviny 20. století se výrazně oslabil vztah s hustotou zalidnění (v její klasifikované variantě). Jak už bylo vysvětleno dříve, jednalo se o důsledek vysídlování většiny venkovských regionů (během pokračujícího urbanizačního procesu), které vedlo ke vzájemnému přiblížení hodnot hustoty zalidnění v územích intenzivně a naopak spíše extenzivně (kde převažují travní porosty a lesy) využívaných.

Nezměnilo se však to, že oblasti intenzivního zemědělství leží ve větší blízkosti hlavních středisek osídlení, jež v minulosti zásobovaly (a umožňovaly tak jejich populační růst) a stále zásobují potravinami, i když dnes již kvůli rozvinuté celosvětové dopravě a obchodu v menší míře. Tyto oblasti se proto vyznačují relativně vyšší sídelní exponovaností, takže síla asociace zastoupení orné půdy se sídelní exponovaností (na rozdíl od hustoty zalidnění) výrazně nepoklesla, ale spíše od poloviny 20. století mírně vzrostla. V posledních dvou časových horizontech je síla asociace sídelní exponovanosti (s podílem orné půdy) prakticky stejná jako u asociace sídelní a dopravní exponovanosti kombinované s hustotou zalidnění. Sídelní exponovanost se stala oproti dřívějším obdobím významnějším faktorem než (klasifikovaná) hustota zalidnění,

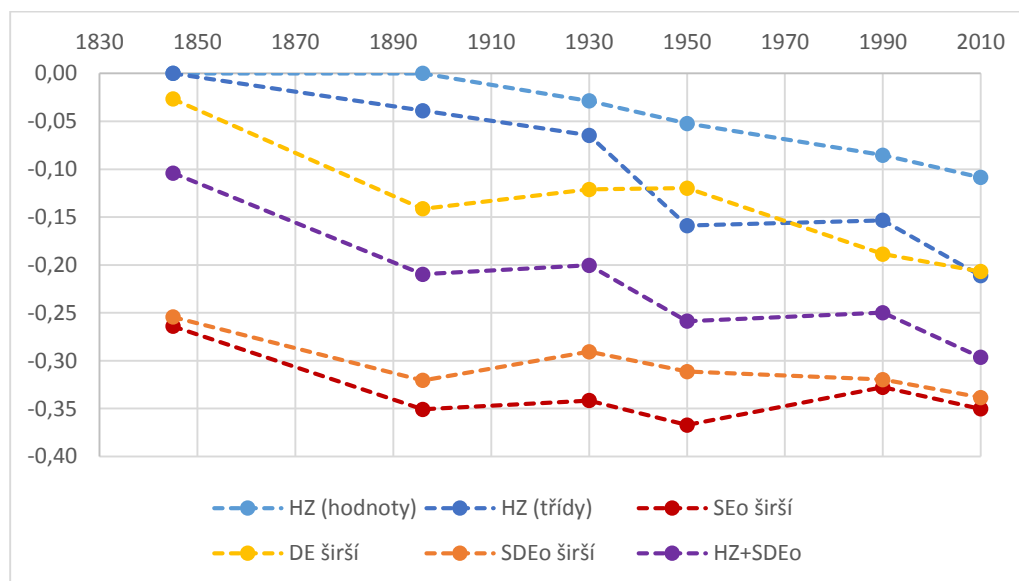
V případě původních (neklasifikovaných) hodnot hustoty zalidnění dokonce došlo k změně asociace z kladné na zápornou. Jedná se však o sílu asociace blízkou nule (tj. téměř nekorelované proměnné). Roli zde může hrát fakt, že v jednotkách s velkými městy (které mají výrazně nejvyšší hustotou zalidnění a v podstatě se ze statistického hlediska jedná o odlehlá pozorování) již byla orná půda prakticky zastavěna, což vedlo k obrácení asociace (změně znaménka) podle Pearsonova korelačního koeficientu.

### *Trvalé travní porosty*

Síla asociace podílu TTP s dopravní exponovaností a zejména s hustotou zalidnění (kde vztah není v prvních dvou časových horizontech signifikantní na hladině 5 %) je podstatně slabší než v případě sídelní exponovanosti (obr. 36). Kombinací sídelní exponovanosti s těmito dalšími ukazateli se tedy síla asociace výsledného ukazatele s podílem TTP snižuje. Například u zastoupení lesních ploch (další třídy relativně extenzivního způsobu využití krajiny) je však efekt kombinace ukazatelů velmi odlišný (obr. 37).

Na rozdíl od zastoupení orné půdy docházelo v případě trvalých travních porostů po celé sledované období k postupnému posilování asociace (záporné) s celkovou sociálněgeografickou exponovaností (tj. kombinací sídelní a dopravní exponovanosti s hustotou zalidnění) – tedy ke koncentraci trvalých travních porostů do celkově periferních území (zejména však zásluhou vývoje asociace s klasifikovanou hustotou zalidnění).

Obr. 36 – Vztahy zastoupení trvalých travních porostů (na celkové rozloze SÚJ) s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



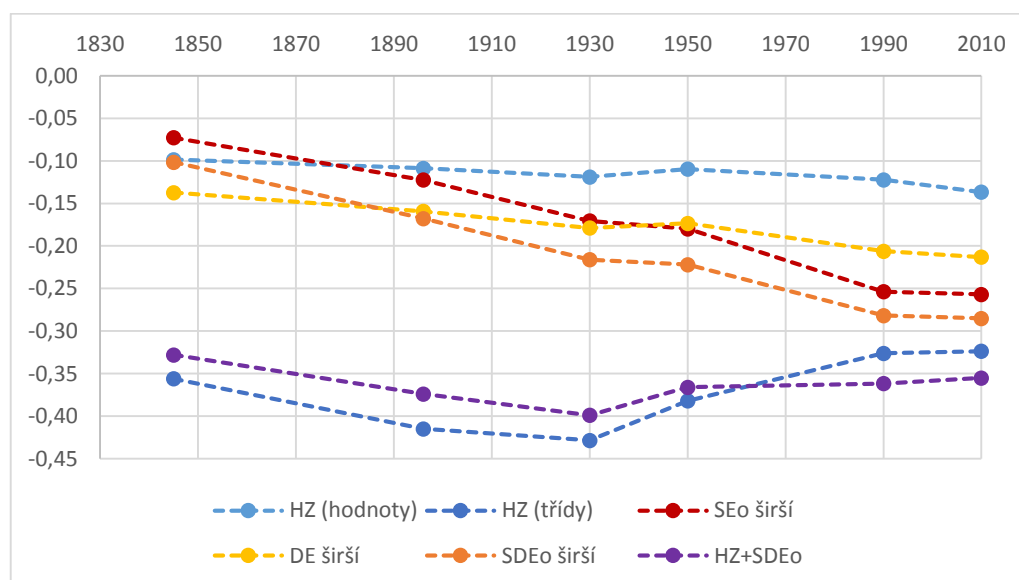
Zdroje a poznámky: viz obr. 35



## Lesní plochy

Vývoj síly asociace zastoupení lesních ploch s ukazateli sociálněgeografické exponovanosti je do značné míry podobný jako v případě orné půdy (obr. 35). Jedná se však o opačné asociace – tj. tam, kde u orné půdy dochází k posilování (či zeslabování) kladné asociace, posiluje (/zeslabuje) se v případě lesních ploch záporná asociace (obr. 37). V celém sledovaném období se zesilovala záporná asociace podílu lesních ploch se sídelní a dopravní exponovaností. Podobně jako u orné půdy došlo od poloviny 20. století k zeslabení vztahu s klasifikovanou hustotou zalidnění, jejíž význam se přiblížil sídelní exponovanosti (i když jí nebyl překonán, na rozdíl od případu orné půdy). Interpretace vývoje těchto vztahů je tedy obdobná jako výše u orné půdy.

Obr. 37 – Vztahy zastoupení lesních ploch (na celkové rozloze SÚJ) s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje a poznámky: viz obr. 35

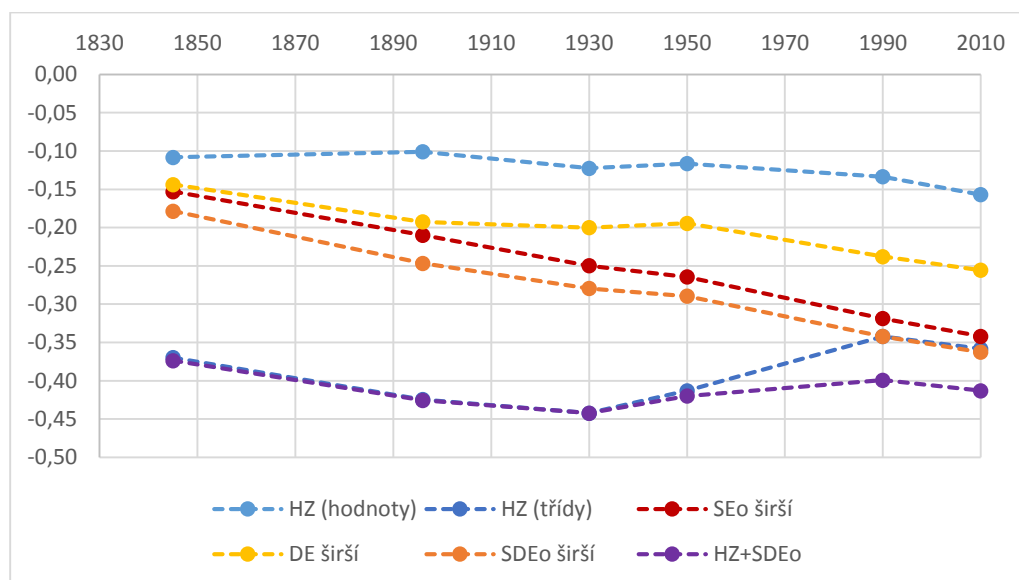
## Koeficient ekologické významnosti

Na závěr této části je hodnocen koeficient ekologické významnosti (KEV), což je agregátní ukazatel odrážející celkovou intenzitu využití krajiny. Již dříve byl na vztazích s KEV ukázán význam jednotlivých složek sociálněgeografické exponovanosti (a jejich variant; obr. 27 až 32), kde byly tyto vztahy také interpretovány. Zde jsou uvedeny souhrnně v jednom grafu ve srovnatelné podobě s výše uvedenými třídami využití krajiny.

Nejsilnější asociaci s KEV má celkový ukazatel sociálněgeografické exponovanosti (kombinující sídelní a dopravní exponovanost s hustotou zalidnění; obr. 38). Prakticky stejnou sílu asociace s KEV však měla až do poloviny 20. století samotná hustota zalidnění (klasifikovaná). Pak došlo k výraznému oslabení asociace s hustotou

zalidnění, podobně jako v případě orné půdy, která je nejrozsáhlejší třídou, takže její změny mají na vývoj KEV velký vliv (obdobná je tedy i interpretace). Naopak asociace sídelní i dopravní exponovanosti s KEV se v celém období zesilovala, což je v souladu s teorií diferenciální renty i s podstatou Thünenovy teorie intenzity.

Obr. 38 – Vztahy koeficientu ekologické významnosti s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje a poznámky: viz obr. 35

Stále více tedy platí, že intenzivnějším způsobem je využívána krajina v blízkosti středisek osídlení (a tedy trhů) a hlavních silničních a železničních komunikací. To bylo umožněno právě podstatným rozvojem dopravní infrastruktury a celkovým zlevněním přepravy, což přispělo k otevření lokálních energetických a materiálových toků a následně k většímu přizpůsobení využití krajiny přírodním a společenským podmínkám na vyšší řádovostní úrovni. Tyto pochody nebyly jednorázovou záležitostí „komplexní revoluce moderní doby“ (Purš 1971, 1973), ale spíše jí nastartované procesy pokračují dosud (v jednotlivých obdobích ve větší či menší míře). Proto lze pozorovat postupné zesilování asociace sídelní i dopravní exponovanosti s KEV po celé hodnocené období.

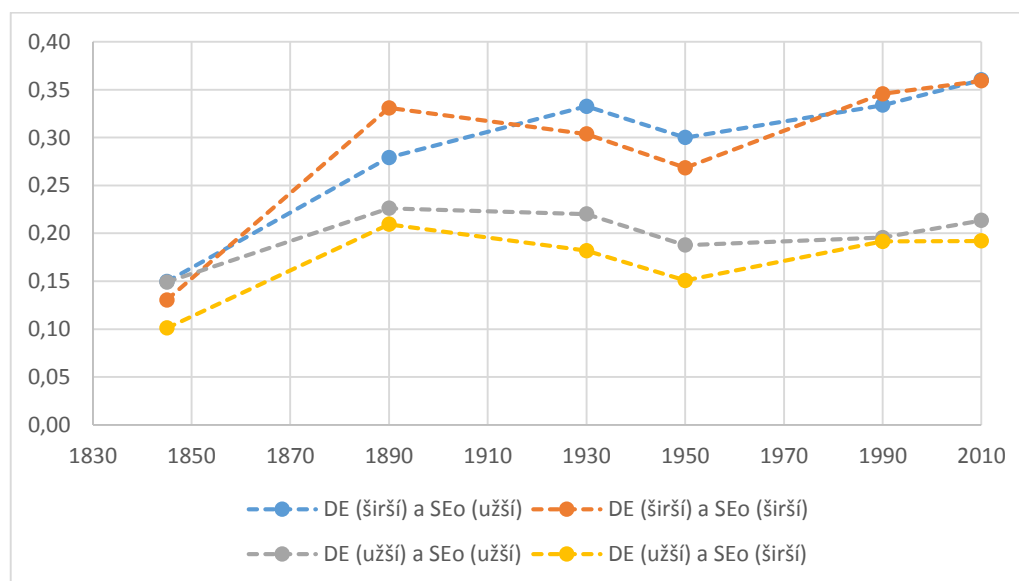
Obě uvedené síly asociace byly na počátku sledovaného období prakticky shodné, ale na jeho konci již je asociace KEV se sídelní exponovaností silnější. Je patrné, že tento rozdíl vznikl především v první polovině 20. století, tedy po hlavním rozvoji železniční dopravy a před masovějším rozšířením dopravy automobilové, kdy síla vlivu dopravní exponovanosti na intenzitu využití krajiny stagnovala.

Přiblížení síly asociace hustoty zalidnění (klasifikované) a sídelní exponovanosti s KEV lze vysvětlit postupným utvářením organického (post-industriálního) systému

prostorové organizace společnosti (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987). Jeho důsledkem je právě vzájemné přibližování vzorců územní diferenciace hustoty zalidnění a sídelní (a dopravní) exponovanosti (a tedy i jejich vzájemné asociace, srov. tab. 9). Tvrzení o utváření organického systému podporuje také obr. 39 zachycující vzájemné posilování vztahů mezi různými vymezeními sídelní a dopravní exponovanosti.

Pro doplnění je zařazena příloha 16, která zachycuje asociace jednotlivých vymezení exponovanosti a jejich složek s celkovou sídelní a dopravní exponovaností v širším vymezení. Je vhodné upozornit, že se většinou nejedná o vztahy nezávislých proměnných; sídelní a dopravní exponovanost je souhrnným ukazatelem vycházejícím z jeho dílčích složek. Nejzajímavějším výsledkem je, že ač se na počátku sledovaného období celková sídelní a dopravní exponovanost prakticky shodovala se samotnou exponovaností sídelní (v širším vymezení), asociace s dopravní exponovaností (širší vymezení) postupně narůstala – až se na konci období asociace sídelní i dopravní exponovanosti s exponovaností celkovou téměř shodovaly. To opět odpovídá utváření organického systému prostorové organizace společnosti.

Obr. 39 – Vztahy mezi sídelní a dopravní exponovaností (různá vymezení; Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: viz obr. 35

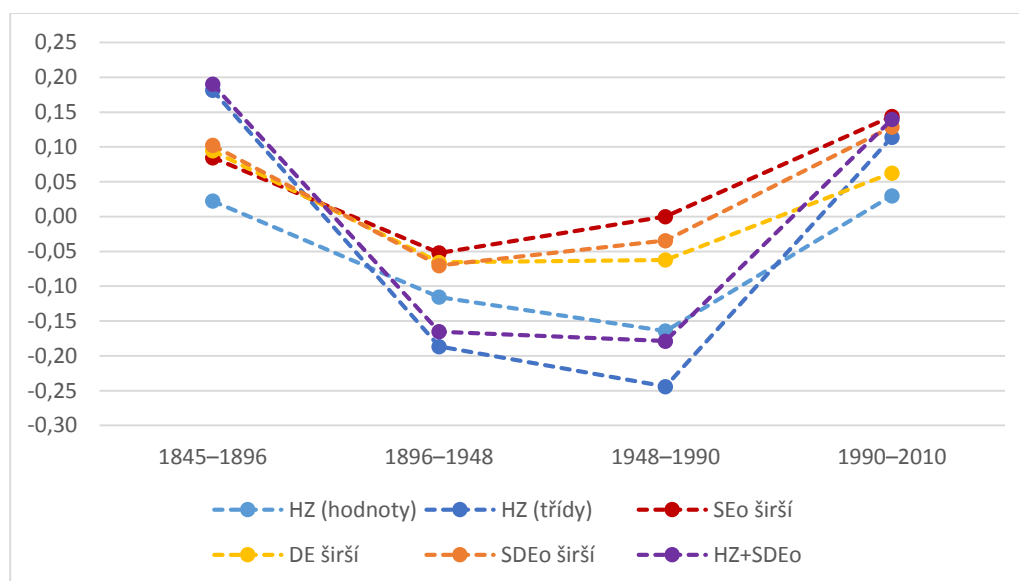
Docházelo také ke kontinuálnímu přibližování územní diferenciace zmíněných ukazatelů společenských podmínek podmínkám přírodním (viz tab. 8), což je zejména důsledek koncentračních procesů urbanizace, přičemž hlavní střediska leží v přírodně příznivějších podmínkách. Jistý vliv na výsledek (asociaci ukazatelů společenských podmínek s KEV) také může mít stírání rozdílů v hustotě zalidnění mezi intenzivněji a méně intenzivně zemědělsky využívanými venkovskými oblastmi.

## 6.5 Vztahy vybraných podmínek se změnami využití krajiny

Nyní se podívejme na vztahy změn využití krajiny (změny podílu orné půdy, trvalých travních porostů a lesních ploch na rozloze SÚJ) s vytvořenými ukazateli sociálněgeografické exponovanosti. Půjde o hodnocení na základě stavu této exponovanosti (příp. hustoty zalidnění) na počátku jednotlivých období – tedy např. zda docházelo k poklesu zastoupení orné půdy v územích, která patřila na počátku daného období spíše k vysoce exponovaným (či naopak k periferním). Ze dvou modelů sociálněgeografické exponovanosti (horizonty 1930 a 1950) vytvořených k datům o využití krajiny v roce 1948 byl na základě dříve diskutovaných důvodů použit model k roku 1930.

Na počátku sledovaného období (od roku 1845) podíl orné půdy rostl spíše v exponovaných územích a klesal v periferních, většinou spojených s horšími přírodními předpoklady pro zemědělství (výsledkem je tedy kladná asociace; obr. 40)<sup>28</sup>. Šlo ještě o období extenzivního rozvoje zemědělství, který odrážel přírodní i společenské podmínky, jejichž vliv se projevil popsáním způsobem.

Obr. 40 – Vztahy změny podílu orné půdy s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



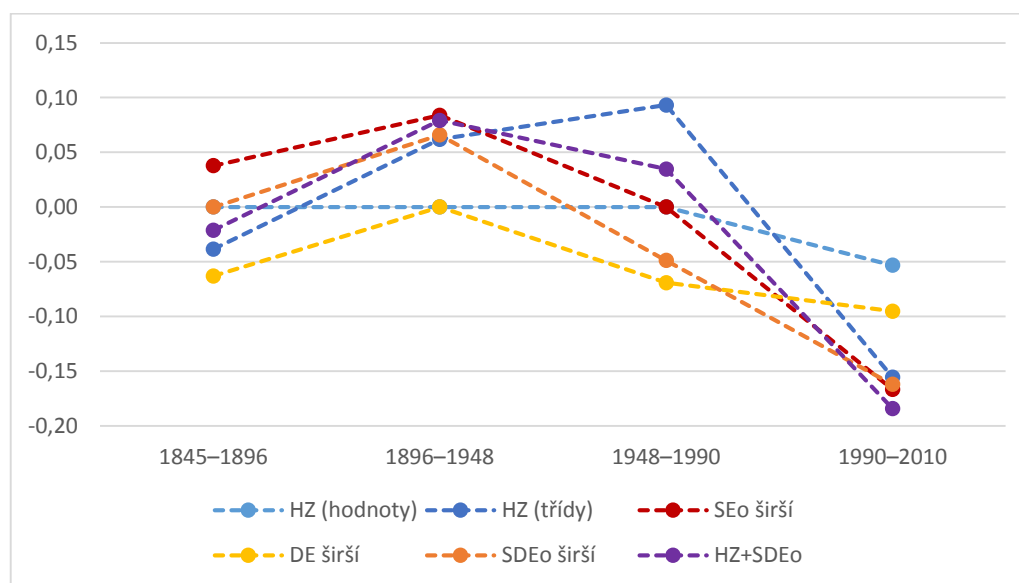
Zdroje a poznámky: viz obr. 35

<sup>28</sup> Metodická poznámka k výsledným grafům: Pro ukazatele zachycující změnu v jednotlivých sledovaných obdobích je použit spojnicový typ grafu, takže vzdálenosti mezi datovými body jsou shodné, i když se jedná o různě dlouhá období. Aby mohl být použit bodový graf (umožňující různé vzdálenosti mezi datovými body), musely by hodnoty změny být přiřazeny k nějakému konkrétnímu roku (např. k počátku či konci sledovaných období) – což by zřejmě bylo ještě více matoucí než shodné vzdálenosti mezi datovými body (kdy je u osy jasně popsáno, o jaké období se jedná).

Během následujících dvou období (1896–1948–1990) podíl orné půdy celkově klesal, výrazněji v exponovanějších oblastech, kde se výrazně projeví požadavky na zábory půdy spojené s urbanizací, rozvojem průmyslu, případně těžby (tj. záporná asociace). Tyto zábory půdy byly umožněny díky přechodu na rozvoj zemědělství intenzivního typu, při kterém je vyšší produkce dosaženo využitím moderních technologií (mechanizace, anorganických hnojiv), nikoliv zvětšováním výměry půdy. Také v posledním období od roku 1990 podíl orné půdy celkově klesal. Vzhledem k ukončení socialistických dotací (tzv. diferenciálních příplatků) došlo k masivním převodům orné půdy na trvalé travní porosty, zejména v podhorských a nižších horských polohách, které zároveň náleží spíše k periferním oblastem. Výsledkem relativně menšího úbytku orné půdy v exponovaných oblastech a jejího většího úbytku v periferiích je tedy kladná asociace. Nejsilnější asociaci (a tedy nejprůkaznější vztah) se změnou podílu orné půdy většinou má ukazatel celkové sociálněgeografické exponovanosti a také klasifikovaná hustota zalidnění. Ale i ostatní ukazatele exponovanosti kopírují výše uvedené směry vztahů.

Změna podílu trvalých travních porostů má s exponovaností v jednotlivých sledovaných obdobích opačný vztah, než tomu bylo u orné půdy (obr. 41). Změny využití v rámci tříd zemědělské půdy jsou nejsnazší a také nejčastější, tedy roste-li podíl trvalých travních porostů, je to většinou na úkor orné půdy (a naopak). Celkově jsou síly asociace s exponovaností velmi slabé, což naznačuje, že se výměra trvalých travních porostů snižovala všude, prakticky nezávisle na míře exponovanosti území. Další možností je, že charakter vztahu není lineární (ověření by však vyžadovalo podrobnější analýzu dat). Výjimkou je období 1990–2010, kdy převládalo zatravnění v periferních oblastech (důvody byly zmíněny výše u změny podílu orné půdy).

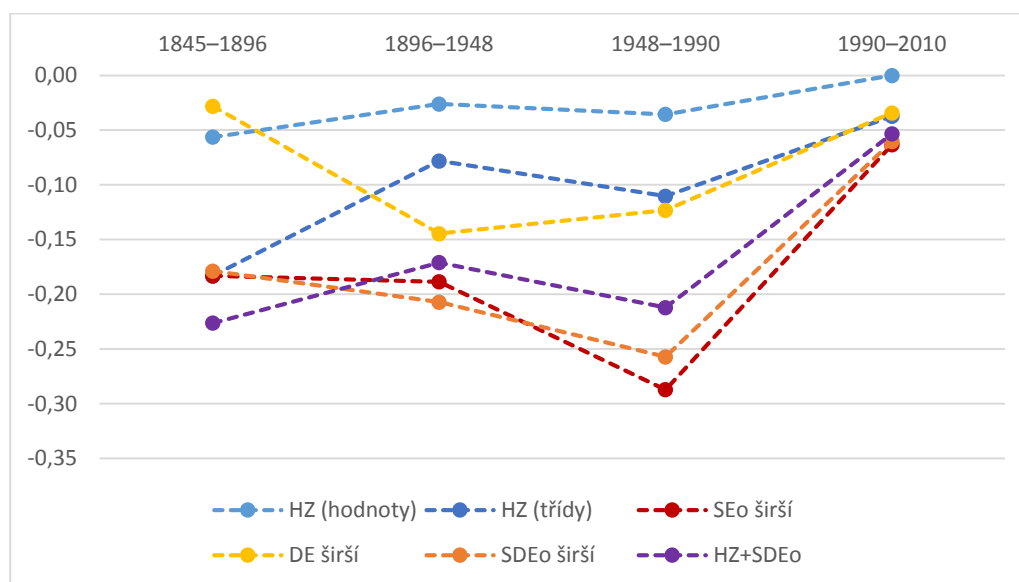
Obr. 41 – Vztahy změny podílu trvalých travních porostů s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje a poznámky: viz obr. 35

Další ukazatel extenzifikace struktury využití krajiny, změna podílu lesních ploch, vykazuje v jistém smyslu opačné výsledky asociace s exponovaností než předchozí změna podílu trvalých travních porostů. V prvních třech obdobích (do roku 1990) je patrná záporná asociace s exponovaností (oproti nekorelovanosti či jen velmi slabé asociaci u TTP), kdy k zalesňování docházelo spíše v periferních oblastech (obr. 42). O nekorelovanosti lze naopak (opět vůči TTP) hovořit až v období od roku 1990. To lze vysvětlit relativně kratší délkou posledního sledovaného období, během kterého ve velmi stabilní třídě lesních ploch nedošlo k výraznějším změnám.

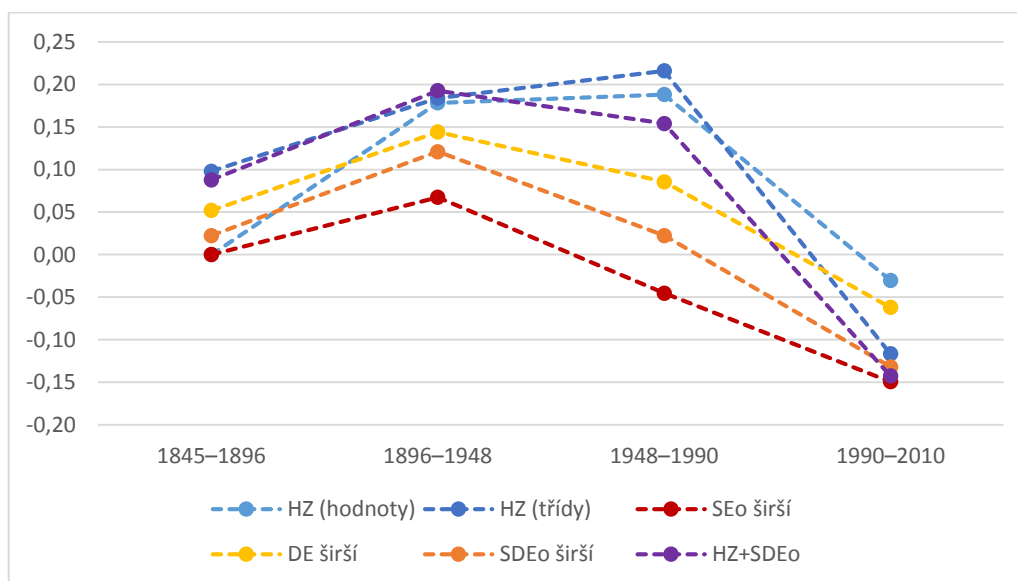
Obr. 42 – Vztahy změny podílu lesních ploch s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje a poznámky: viz obr. 35

Výsledky asociace indexu změny (tj. celkové intenzity změny využití krajiny) s exponovaností jsou prakticky téměř opačné než v případě asociace změny podílu orné půdy s exponovaností, a to včetně síly těchto asociací – na rozdíl od pouze opačných směrů v případě změny podílu TTP (obr. 43). Plyne z toho, že převážná většina proběhlých změn znamenala úbytek orné půdy a nárůst ostatních tříd – TTP byly jednou z nich, nejvíce po roce 1989. Slabší asociace (ve srovnání se změnou podílu orné půdy) byla zaznamenána pouze v prvním období 1845–1896, kdy se ještě ve větší míře podíl orné půdy v některých oblastech zvyšoval.

Obr. 43 – Vztahy celkové změny využití krajiny (index změny) s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)

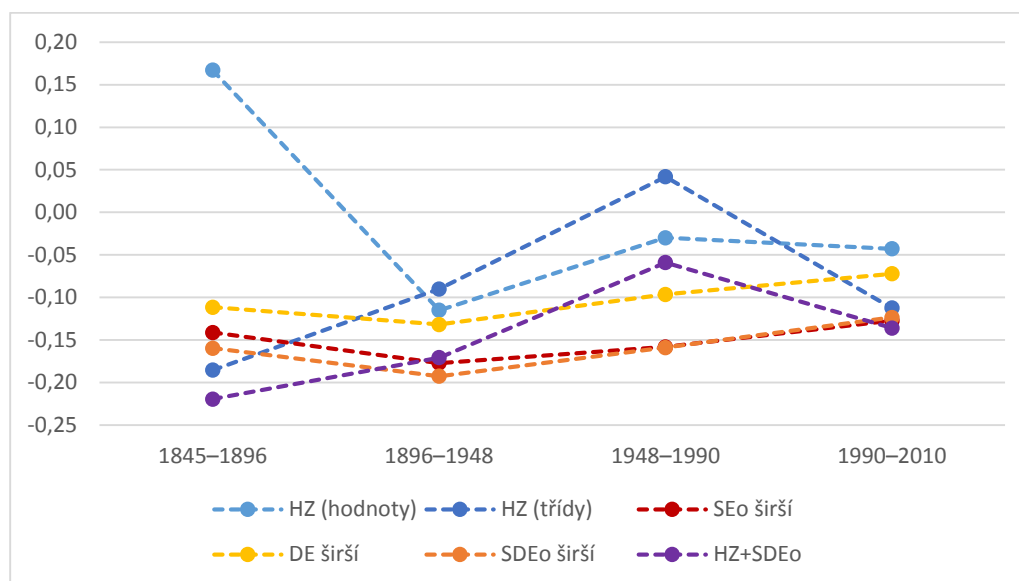


Zdroje a poznámky: viz obr. 35

Změna KEV je počítána jako podíl hodnoty KEV na konci sledovaného období vůči KEV na jeho počátku. Asociace exponovanosti se změnou KEV, hodnotící přiblížení (či naopak vzdálení) struktury využití krajiny směrem vyššímu podílu ekologicky významnějších tříd, poskytuje oproti souhrnné intenzitě změn (indexu změny) odlišné výsledky (obr. 44). Situace se také poněkud liší podle jednotlivých ukazatelů exponovanosti. K nárůstu KEV v periferních regionech a naopak poklesu v exponovaných docházelo zejména v prvních dvou obdobích do roku 1948 (v závislosti na použitém ukazateli exponovanosti). Naopak změna KEV souvisela s exponovaností území nejméně v období 1948–1990, odpovídajícímu vládě komunistického režimu, který se snažil o podporu zemědělství (i jiných ekonomických odvětví) ve „všech“ regionech, do značné míry nezávisle na jejich předpokladech. Síla asociace změny KEV s exponovaností však v obdobích po roce 1948 dosahuje celkově dosti nízkých hodnot, takže je obtížné činit z nich nějaké jistější závěry<sup>29</sup>. Výrazně odlišná hodnota síly asociace hustoty zalidnění (neklasifikované) se změnou KEV v období 1845–1896 je zřejmě ovlivněna odlehlými hodnotami některých území s velmi vysokou hustotou zalidnění (asociace dle klasifikovaných hodnot či Spearmanova koeficientu korelace pořadí jsou opačné, viz přílohu 17).

<sup>29</sup> Avšak výsledky dle Spearmanova koeficientu korelace pořadí uvedené závěry potvrzují, navíc je v tomto případě menší odlišnost mezi výsledky jednotlivých ukazatelů exponovanosti (příloha 17).

Obr. 44 – Vztahy změny koeficientu ekologické významnosti s ukazateli sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje a poznámky: viz obr. 35

#### *Srovnání výsledků při použití Spearmanova korelačního koeficientu pořadí*

Vzhledem k omezením Pearsonova korelačního koeficientu byl pro doplnění a ověření výsledků použit také Spearmanův korelační koeficient pořadí. Opět jsou hodnoceny vztahy exponovanosti a hustoty zalidnění s vybranými ukazateli využití krajiny,

Klasifikace hustoty zalidnění do tříd má pro hodnotu Pearsonova korelačního koeficientu (se sledovanými ukazateli využití krajiny) podobný důsledek jako použití pořadí těchto hodnot. Lze tedy očekávat, že výsledky dosažené Spearmanovým korelačním koeficientem pořadí budou obdobné. Rozdíly budou způsobeny tím, že v tomto případě je použito pořadí (místo původních hodnot) také u ukazatelů využití krajiny. U těch z nich, jejichž hodnoty jsou vzdáleny normálnímu rozdělení (např. různé ukazatele změn), to může vést k větší síle asociace zjištěné Spearmanovým korelačním koeficientem.

Jako příklady jsou uvedeny korelace exponovanosti a hustoty zalidnění s ukazateli změny podílu orné půdy (příloha 18) a změny KEV (příloha 17). Protože v případě Spearmanova korelačního koeficientu pořadí jsou jeho hodnoty pro hustotu zalidnění dle původních hodnot i klasifikovanou do tříd prakticky shodné a v grafech by se zcela překrývaly, je zobrazena pouze první z nich (s označením obou variant).

Síla asociace je opravdu zejména v prvních dvou časových horizontech mírně větší (oproti Pearsonovu korelačnímu koeficientu), ale pouze v řádu jednotek procent (např. u korelace klasifikované hustoty zalidnění s oběma ukazateli využití krajiny cca o pět procentních bodů). Naopak v posledním období (1990–2010), kdy byly změny ve využití krajiny nejmenší (což posiluje roli náhodnosti), takže pořadí jejich hodnot není



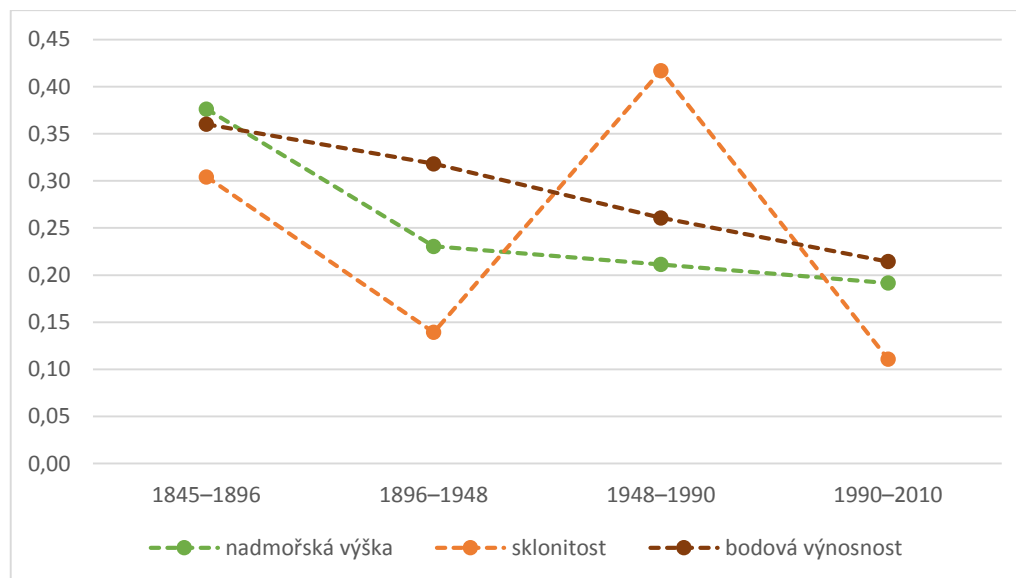
tak vypovídající jako v obdobích předchozích, je síla asociace menší než podle Pearsonova korelačního koeficientu (a někdy ani není signifikantní na hladině 5 %).

Celkově jsou však výsledky velmi podobné jako při použití Pearsonova korelačního koeficientu, kterému je v této práci při hodnocení dáвана přednost. Potvrdilo se, že použití klasifikované hustoty zalidnění je dostatečným opatřením k eliminaci problému nelinearity vztahů, který způsobuje krajně asymetrické rozdělení původních hodnot hustoty zalidnění.

### *Změny využití krajiny a přírodní podmínky*

Na závěr je opět uvedeno hodnocení (vybraný příklad) asociace změn využití krajiny s ukazateli přírodních podmínek. Také při srovnání asociací změny KEV s přírodními podmínkami je dosahováno výrazně nižších hodnot (síly asociace  $|r|$  jsou v rozmezí 0,11–0,42; obr. 45), než tomu bylo v případě asociace stavů KEV s těmito podmínkami (hodnoty 0,45–0,64; obr. 34). Příliš nepomůže ani použití Spearmanova korelačního koeficientu pořadí, který je pro ukazatele změn (nelineárního charakteru) obecně vhodnější; síly asociace 0,19–0,48 se stále blíží spíše minimálním hodnotám asociací stavů KEV a přírodních podmínek.

Obr. 45 – Síla asociace mezi změnou KEV a ukazateli přírodních podmínek (Pearsonův korelační koeficient,  $|r|$ )



Zdroje: ArcČR 500 (2016), Bičík a kol. (2013), SPÚ (2017)

Pozn.: Asociace změny KEV s nadmořskou výškou a sklonitostí je kladná, s bodovou výnosností záporná.

Síly asociace změny KEV se všemi ukazateli přírodních podmínek v průběhu sledovaného období postupně klesaly (obr. 45). Na druhou stranu síly asociace stavů

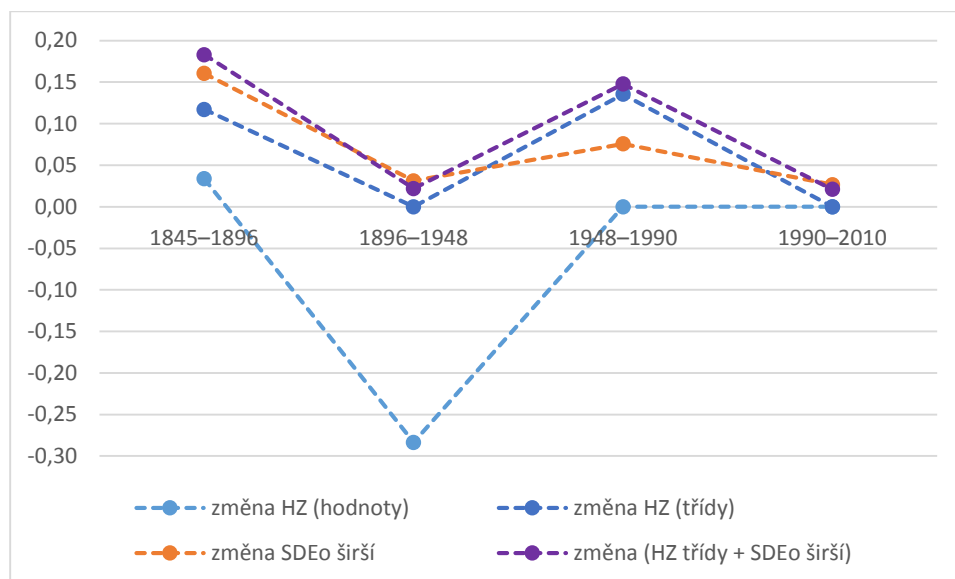
KEV s těmito podmínkami postupně rostly (obr. 34). Interpretace spočívá v tom, že jak se souhrnná struktura využití krajiny (tedy územní diference KEV) dostávala stále do většího souladu s přírodními podmínkami (což se odráží nárůstem v obr. 34), musíme vysvětlení změn v následujících obdobích stále častěji hledat v jiných faktorech (čemuž odpovídá pokles v obr. 45) – tedy především v nejrůznějších faktorech společenských, z nichž některé jsou kvantifikovatelné a mnohé nikoliv. Jedinou výjimkou z uvedeného poklesu je asociace změny KEV se sklonitostí v období 1948–1990, která patrně souvisí s přechodem na průmyslový typ zemědělství, využívající primárně těžkou mechanizaci, pro kterou právě sklonitost představuje zásadní limitující faktor.

### *Změny využití krajiny a změny exponovanosti (včetně změn hustoty zalidnění)*

Logicky se nabízí také otázka srovnání ukazatelů změny využití krajiny přímo se změnou exponovanosti a hustoty zalidnění. Do jaké míry spolu obě změny souvisejí? Již v předchozím hodnocení změn využití krajiny na základě výchozí exponovanosti SÚJ bylo dosaženo pouze slabých asociací (nikdy nebyla překročena hodnota 0,3), proto lze očekávat podobně slabé asociace i zde. Uvedeny tedy budou pouze dva příklady ukazatelů.

Síly asociací změny exponovanosti (a hustoty zalidnění) se změnou podílu orné půdy (obr. 46) jsou opravdu ještě nižší než v předchozích hodnoceních; častěji (ve srovnání s nimi) také výsledek není statisticky signifikantní (nulové hodnoty v grafu).

Obr. 46 – Vztahy změny podílu orné půdy se změnou sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: viz obr. 35

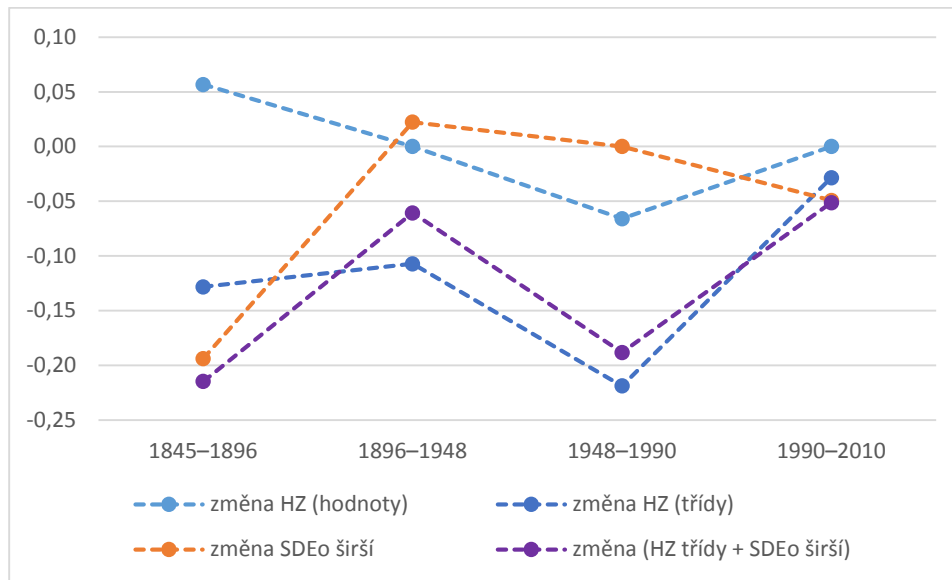
Většina ukazatelů exponovanosti vykazuje kladnou asociaci se změnou podílu orné půdy v období 1845–1896, kdy vzhledem k doznívajícímu extenzivnímu způsobu rozvoje zemědělství docházelo v exponovaných oblastech ještě k nárůstu výměry orné půdy. Dále v letech 1948–1990 orná půda ubývala méně v oblastech, jejichž exponovanost se zvýšila, nebo alespoň výrazně nesnížila, jak tomu bylo v územích postižených vysídlením českých Němců, ale také v řadě periferních lokalit kvůli stěhování jejich obyvatel do větších sídel (především měst, tedy urbanizaci). V ostatních dvou obdobích jsou asociace velmi slabé nebo vztahy nejsou vůbec statisticky signifikantní.

Výrazně odlišného výsledku dosáhla změna hustoty zalidnění (dle původních hodnot), která je ve většině období (téměř) nekorelovaná se změnou podílu orné půdy, ale v období 1896–1948 má s touto změnou podílu téměř středně silnou zápornou asociaci. Na výsledek dle Pearsonova korelačního koeficientu mají vliv (odlehle) hodnoty nejhustěji zalidněných velkých měst, kde v tomto období významném pro urbanizaci a celkovou transformaci systému osídlení (a jimž hustota zalidnění rostla nejrychleji), došlo k výraznějším záborům orné půdy. U změny klasifikované hustoty zalidnění byly tyto zábory na druhé straně vyrovnány úbytkem orné půdy v oblastech, kde došlo k poklesu hustoty zalidnění (či alespoň k pomalejšímu růstu), a kde již zároveň docházelo k výraznějšímu zalesňování i zatravňování – takže v tomto případě je změna podílu orné půdy téměř nekorelovaná se změnou hustoty zalidnění (podobně u dalších ukazatelů exponovanosti).

Také asociace změny exponovanosti (a hustoty zalidnění) se změnou KEV (tedy souhrnné intenzity využití krajiny) dosahují nízkých hodnot. U celkové sociálněgeografické exponovanosti jsou výsledky podobné jako u změny podílu orné půdy, ale s opačným znaménkem (obr. 47). Opět se jedná o důsledek toho, že většina přeměn na ekologicky významnější třídy probíhala na úkor orné půdy (jak již bylo interpretováno dříve); změny podílu trvalých travních porostů i lesních ploch mají dle očekávání v obdobích do roku 1990 se změnou exponovanosti kladnou asociaci.

Obě předchozí hodnocení potvrdila závěr Kabrdy (2003), že je jednodušší, srozumitelnější a statisticky jistější porovnávat stavy (zde využití krajiny a exponovanosti) v jednotlivých časových horizontech, než změny mezi nimi. Asociace dle Spearmanova korelačního koeficientu pořadí dosahují velmi podobných hodnot jako v případě Pearsonova korelačního koeficientu (samozřejmě s výjimkou neklasifikované hustoty zalidnění), liší se pouze v řádu jednotek procentních bodů. Nemá tedy význam je zde samostatně uvádět.

Obr. 47 – Vztahy změny koeficientu ekologické významnosti se změnou sídelní a dopravní exponovanosti a hustoty zalidnění (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: viz obr. 35

## 6.6 Vztahy vybraných podmínek s intenzitou změny využití krajiny

Ačkoliv se práce zaměřuje na extenzifikační procesy využití krajiny související se ztrátami orné či zemědělské půdy, bude v této kapitole pro doplnění celkové úrovně změn věnována pozornost obecnějšímu ukazateli, indexu změny. Ten v podstatě vyjadřuje intenzitu změny v daném území z hlediska celkové struktury zastoupení tříd využití krajiny; zjednodušeně lze interpretovat jako podíl území (v procentech), na kterém došlo ke změně využití (kap. 3.2). Pro interpretaci výsledků je vhodné zdůraznit, že jde o intenzitu jakékoliv změny, jak procesů vedoucích z hlediska společnosti k intenzivnějšímu využití krajiny (zornění, urbanizace), tak procesů extenzifikačních (zalesnění, zatravnění).

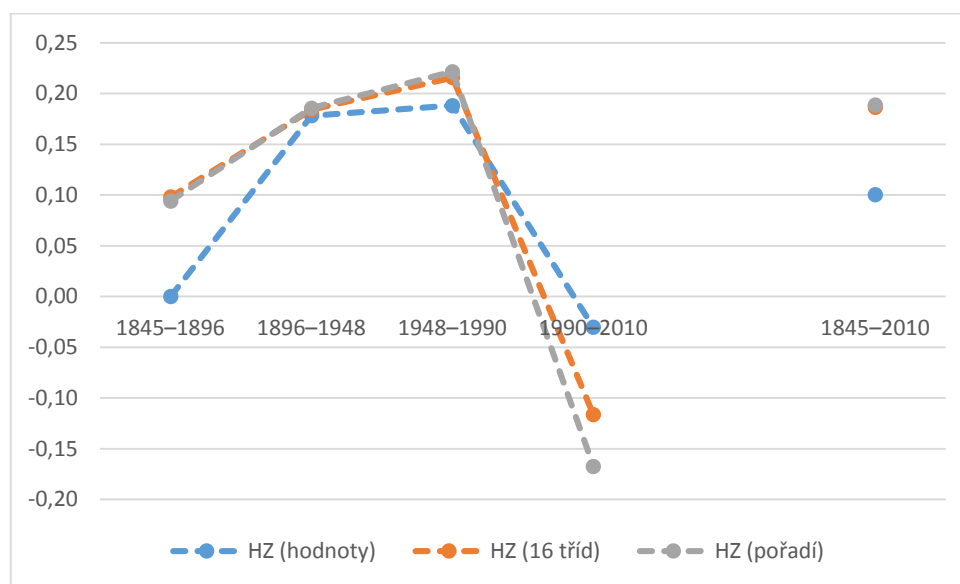
Hodnocení sociálněgeografické exponovanosti území se skládá z hustoty zalidnění a sídelní a dopravní exponovanosti (kap. 4). Nejprve jsou uvedeny výsledky za každou z těchto složek zvlášť. Hustota zalidnění vykazuje nejvyšší sílu asociace s intenzitou krajinných změn (i když jde pouze o slabou asociaci) v obdobích 1896–1948 a 1948–1990 (obr. 48)<sup>30</sup>. Jde o období, v nichž se v krajině nejvíce projevovала výstavba měst a různých průmyslových objektů. Proces industrializace po 2. světové válce pokračoval

<sup>30</sup> Index změny byl jako souhrnný ukazatel rozsahu změn v krajině vyhodnocován jako první. Kromě jednotlivých období bylo vyhodnoceno také celé období 1845–2010. V řadě případů však byla síla asociace nižší než v jednotlivých obdobích – kvůli vzájemně protichůdným procesům dominujícím v jednotlivých obdobích. Při dalších analýzách pomocí jiných ukazatelů tak už celé období 1845–2010 vyhodnocováno nebylo.

ve specifické formě socialistické industrializace, s podstatně větším zaměřením na těžký průmysl, což s sebou neslo negativní důsledky pro krajinu i životní prostředí obecně.

V ostatních dvou hodnocených obdobích index změny nekoreluje s původními (neklasifikovanými) hodnotami hustoty zalidnění. Slabou sílu asociace nalezneme u hustoty zalidnění podle pořadí a podle zvolených tříd. Po roce 1989 probíhaly změny spíše v méně hustě zalidněných oblastech, hlavním procesem bylo zatravňování půdy v (pod)horských oblastech. Naopak v prvním hodnoceném období mohl výsledek mírně ovlivnit také větší časový odstup mezi daty o využití krajiny (1845) a o obyvatelstvu (1869).

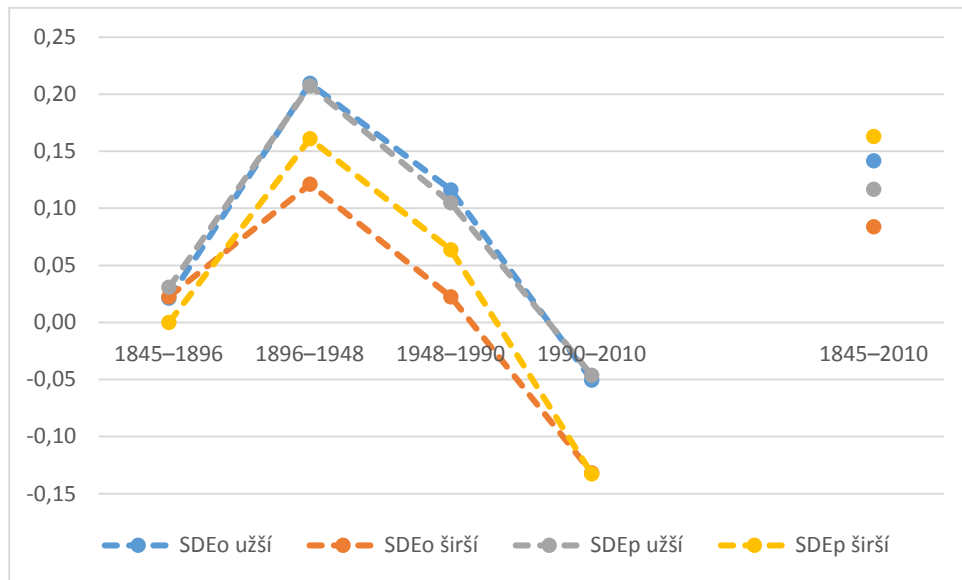
Obr. 48 – Vztah hustoty zalidnění s intenzitou změn využití krajiny (vyjádřenou pomocí indexu změny; Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: ArcČR 500 (2016), Bičík a kol. (2013), ČSÚ (2015), ČÚZK (2018).

Pohledem sídelní a dopravní exponovanosti se počátek sledovaného období (kolem poloviny 19. století) ještě vyznačoval relativně uzavřenými lokálními a mikroregionálními vazbami, a tedy omezeným významem makropohové i mezopohové exponovanosti. Bylo to však již zároveň období začínající výstavby základní železniční sítě od přelomu 30. a 40. let 19. století (nejvíce v 60. a 70. letech) a později lokálních tratí (zvláště od 90. let). Nejvíce se význam právě (do)budované dopravní infrastruktury i rychle rostoucích měst mohl projevit ve změnách využití krajiny období 1896–1948 (obr. 49). V dalších obdobích se síla asociace pohové exponovanosti s intenzitou krajinných změn snižovala.

Obr. 49 – Vztah sídelní a dopravní exponovanosti s intenzitou změn využití krajiny (vyjádřenou pomocí indexu změny; Pearsonův korelační koeficient)



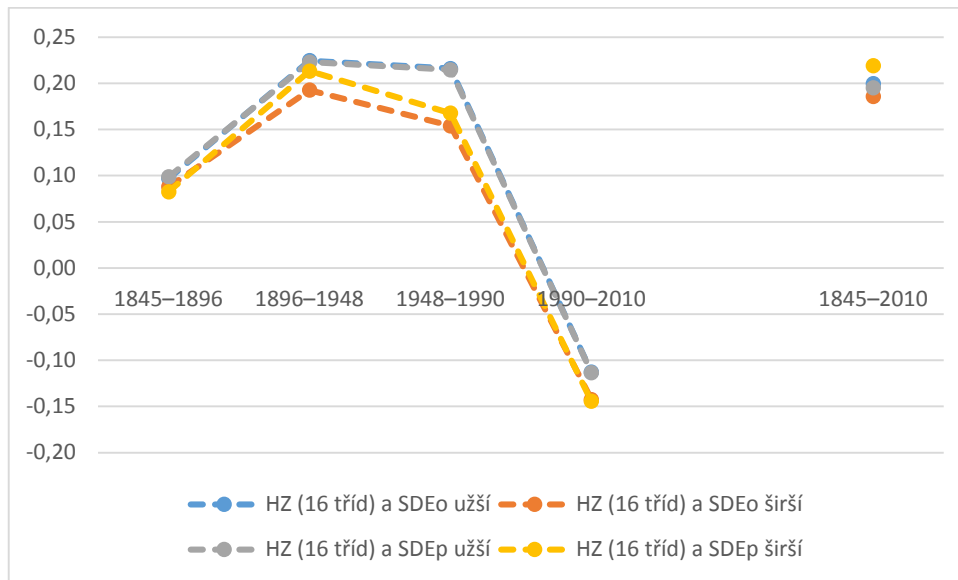
Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).

Ze souhrnného hodnocení sociálněgeografické exponovanosti (příloha 19) vyplývá, že vykazuje malou sílu asociace s indexem změny pouze v obdobích 1896–1948 a 1948–1990 (v ostatních obdobích jsou tyto proměnné nekorelované). Tento výsledek potvrzuje, že sociálněgeografická exponovanost hrála v územním vzorci intenzity krajinných změn relativně nejvýznamnější roli v obdobích nejvíce spojených s procesy urbanizace a industrializace. Ukázala se však také omezená použitelnost neklasifikovaných hodnot hustoty zalidnění.

Při hodnocení klasifikované hustoty zalidnění (jejíž použití se v obr. 48 ukázalo jako vhodnější) spolu se sídelní a dopravní exponovaností (obr. 50) se jejich vztah posunul v prvním a posledním hodnoceném období na spodní hranici malé síly asociace. V období 1990–2010 se jedná o zápornou asociaci, intenzivnější krajinné změny tedy probíhaly spíše v periferních oblastech.

Vzhledem k tomu, že index změny zachycuje intenzitu krajinných změn mezi dvěma časovými horizonty, nabízí se zjišťovat korelaci této změny se změnou sociálněgeografické exponovanosti. Takové hodnocení nebylo u přírodních faktorů možné, protože nadmořská výška, sklonitost i bodová výnosnost půdy jsou uvažovány v celém hodnoceném období jako neměnné.

Obr. 50 – Vztah sociálněgeografické exponovanosti s intenzitou změn využití krajiny (dle klasifikované hustoty zalidnění; Pearsonův korelační koeficient)

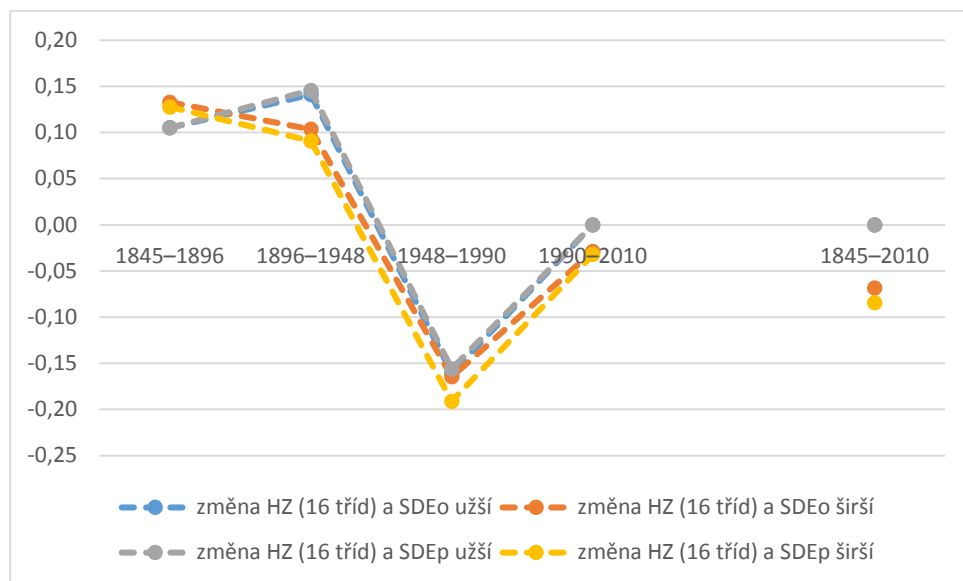


Zdroje: viz obr. 49

Změna sociálněgeografické exponovanosti založená na neklasifikované hustotě zalidnění vykazuje korelaci s intenzitou krajinných změn pouze v období 1896–1948 (ovšem téměř střední síly asociace; příloha 20). Roli zde patrně hrála rozsáhlá výstavba železniční sítě a významná fáze procesu urbanizace (zásadní období pro vytvoření nové hierarchické struktury systému osídlení; Hampl, Gardavský, Kühnl 1987). V ostatních obdobích jsou tyto proměnné nekorelované.

Při hodnocení změny sociálněgeografické exponovanosti založené na klasifikované hustotě zalidnění byla zjištěna kladná asociace s intenzitou krajinných změn v prvních dvou obdobích (1845–1896–1948), i když jde pouze o malou sílu asociace (obr. 51). Vysvětlení je podobné jako v případě „neklasifikované“ varianty, i když se zde projevuje již v prvním hodnoceném období. Výrazně odlišný výsledek představuje záporná asociace v období 1948–1990. Jedná se především o důsledek vysídlení českých Němců těsně po 2. světové válce a následného slabého dosídlení, ke kterému v malých a periferně položených sídlech nedošlo, takže postupně zanikla. Zároveň v těchto oblastech došlo k zalesnění, případně zatravnění půdy – vyšší intenzita změn využití krajiny byla tedy spojena s výraznějším snížením exponovanosti.

Obr. 51 – Vztah změny sociálněgeografické exponovanosti (dle klasifikované hustoty zalidnění) s intenzitou změn využití krajiny (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: viz obr. 49

### *Přírodní podmínky*

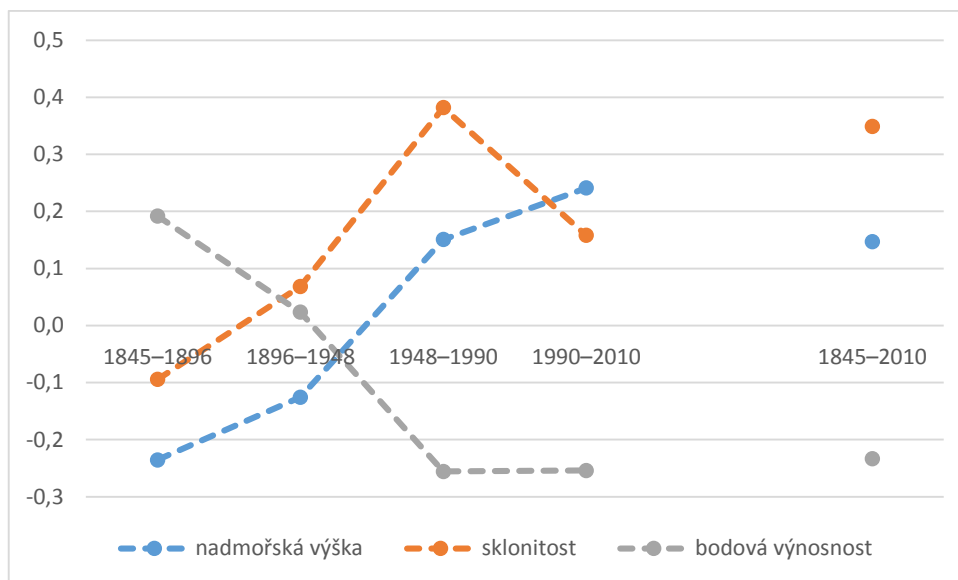
Na počátku sledovaného období měla z ukazatelů přírodních podmínek nejsilnější asociaci s intenzitou probíhajících změn nadmořská výška (obr. 52). Sklonitost hrála nejvýznamnější roli v období 1948–1990 (střední síla asociace), kdy přechod k zemědělství průmyslového typu způsobil opouštění orné půdy na výrazně svažitéch pozemcích, které neumožňovaly obhospodařování zemědělskou technikou. V období 1990–2010 můžeme pozorovat pokles významu sklonitosti a opět relativně silnější vliv nadmořské výšky. Což lze vysvětlit tím, že hlavním procesem v daném období bylo zatravňování orné půdy v horských oblastech po ukončení socialistických zemědělských dotací.

Za pozornost stojí, že směr korelace se v celém sledovaném období u všech tří přírodních faktorů obrátil; u sklonitosti již v období po roce 1896, u nadmořské výšky a bodové výnosnosti v období po roce 1948. Počátkem sledovaného období tedy intenzivnější změny probíhaly spíše v úrodnějších oblastech (obecně v nižší nadmořské výšce a s nižší sklonitostí). Šlo o poslední období, ve kterém převažoval extenzivní způsob rozvoje zemědělství, tedy zvyšování zemědělské produkce pomocí rozšiřování rozlohy orné půdy. V úrodných nížinách se zvyšoval tlak na přeměnu luk a pastvin na ornou půdu a došlo také k zániku některých rybníčních soustav ve prospěch pěstování cukrové řepy a souvisejícího rozmachu cukrovarnictví. Jednalo se o rybníční soustavy v úrodných částech Polabí (např. chlumeckou, která čítala téměř 200 rybníků) i v jiných regionech. Zároveň se v krajině začaly výrazněji projevovat změny související s probíhající průmyslovou revolucí: urbanizace a výstavba dopravních sítí, především



železnic. Vzhledem k lokalizaci hlavních center osídlení v úrodných oblastech se také tyto změny soustředily převážně sem.

Obr. 52 – Vztahy vybraných přírodních podmínek s intenzitou změn využití krajiny (vyjádřenou pomocí indexu změny; Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: ArcČR 500 (2016), Bičík a kol. (2013), SPÚ (2017)

Intenzita krajinných změn v následujícím období 1896–1948 prakticky nekoreluje s přírodními podmínkami (při celkovém hodnocení za území Česka). Významné změny totiž probíhaly jak v relativně úrodnějších, tak v méně úrodných oblastech. Kolem větších měst (zpravidla v úrodných oblastech) pokračovaly krajinné změny související s urbanizací a industrializací. Na druhou stranu začala být opouštěna orná půda v nejméně úrodných oblastech kvůli přechodu k intenzivnímu způsobu rozvoje zemědělství. Pro vyšší produkci v tomto případě postačuje menší výměra orné půdy díky využití mechanizace, umělých hnojiv apod.

Po druhé světové válce se směr závislosti mezi intenzitou krajinných změn a přírodními faktory obrátil. V úrodných oblastech zůstala výměra orné půdy víceméně zachována a skrze další intenzifikaci a přechod na zemědělství průmyslového typu bylo dosahováno rostoucích výnosů. To umožnilo extenzifikaci využití krajiny v méně úrodných oblastech, zejména jejich (znovu)zalesnění. Detailně byl tento proces vysvětlen „teorií lesního přechodu“ (Mather 1992). Dalším významným impulsem k extenzifikaci využití krajiny bylo vysídlení tří milionů českých Němců po 2. světové válce. K podobnému vývoji však došlo i v pohorích na česko-slovenském pomezí (zejména v oblasti Beskyd), kde německy mluvících obyvatel žilo velmi málo. Zajímavé je, že v období po roce 1989 (které je podstatně kratší než ostatní sledovaná) se síla asociace výrazněji snížila pouze u sklonitosti (u bodové výnosnosti zůstala prakticky stejná a u nadmořské

výšky se dokonce zvýšila). Oproti předchozímu období však hlavním extenzifikačním procesem nebylo zalesňování, ale zatravňování.

Celkové hodnocení využití krajiny (se zaměřením na jeho intenzitu a extenzifikační procesy) na základě přírodních i společenských podmínek současně bude provedeno v dalších kapitolách pomocí sofistikovanějších statistických metod, vícenásobné lineární regrese a geograficky vážené regrese. Vyzkoušeno bylo také hodnocení pomocí metody vázaných (podmíněných) průměrů (Bičík, Kupková 2002). Vzhledem k rozsahu práce a relativně omezenému přínosu této metody, v porovnání s dalšími použitými, zde již zařazeny nejsou.

## 6.7 Souhrnné hodnocení vývoje vlivu přírodních a společenských podmínek

Hodnocení současného vlivu různých přírodních a společenských podmínek na využití krajiny bylo provedeno pomocí vícenásobné lineární regrese. Při hodnocení byly použity ukazatele přírodních podmínek (nadmořská výška, sklonitost, bodová výnosnost) a společenských podmínek: hustota zalidnění (dle hodnot, šestnácti tříd i pořadí) a exponovanost (sídelní a dopravní exponovanost ve variantách „odmocnina“ i „poloměr“, obě v užším a širším vymezení – celkem tedy čtyři různá vymezení exponovanosti). Vybrána byla vždy kombinace vysvětlujících proměnných s nejvyšším koeficientem determinace, pro kterou platí, že hodnoty jednotlivých regresních koeficientů i celá vícenásobná lineární regrese jsou statisticky významné na hladině 5 %. Výsledné hodnoty vícenásobného koeficientu determinace a korigovaného koeficientu determinace jsou velmi podobné, liší se pouze v řádu setin procenta. V níže uvedených grafech jsou zobrazeny hodnoty vícenásobného koeficientu determinace. Hodnocení bylo provedeno nejprve pouze pro skupinu ukazatelů přírodních podmínek a následně pro skupinu všech uvedených ukazatelů přírodních a společenských podmínek.

Při hodnocení vlivu (pouze) přírodních podmínek na využití krajiny se téměř vždy jedná o lineární model zahrnující jako vysvětlující proměnné nadmořskou výšku, sklonitost a bodovou výnosnost – všechny vysvětlující proměnné byly signifikantní na hladině 5 %. Pouze u lesních ploch v roce 1990 a 2010 a zastavěných ploch v roce 1845 se stalo, že některá z vysvětlujících proměnných signifikantní nebyla. V těchto případech byl použit lineární model pouze s nadmořskou výškou a sklonitostí, který již vyhovoval.

Při hodnocení vlivu přírodních i společenských podmínek na využití krajiny byly vždy zahrnuty jako vysvětlující proměnné tři ukazatele přírodních podmínek a s nimi zároveň (a) jeden ze tří ukazatelů hustoty zalidnění (dle hodnot, tříd, či pořadí), (b) jeden ze čtyř ukazatelů sídelní a dopravní exponovanosti (varianty „odmocnina“ a „poloměr“, obě v užším a širším vymezení), (c) s jedním ukazatelem hustoty zalidnění a jedním ukazatelem exponovanosti (tedy celkem 12 kombinací). Celkem tak bylo vyhodnoceno 19 modelů zahrnujících přírodní a společenské podmínky. Závislou („vysvětlovanou“)

proměnnou je podíl vybraných tříd využití krajiny na celkové rozloze SÚJ a také KEV (vše v časových horizontech 1845, 1896, 1948, 1990 a 2010).

Tabulka 12 srovnává „úspěšnost“ nezávislých („vysvětlujících“) proměnných, které jsou použity v uvedených 19 modelech, a to na základě nejvyššího dosaženého koeficientu determinace těchto modelů<sup>31</sup>. Nezávislým proměnným, které jsou obsaženy v modelu s nejvyšším koeficientem determinace pro daný ukazatel využití krajiny a rok, je započten jeden bod. Součet bodů v řádcích každé ze tří graficky oddělených částí tabulky by tedy měl být pět (podle počtu časových horizontů využití krajiny) – za předpokladu, že nejúspěšnější model obsahuje jak ukazatel hustoty zalidnění, tak ukazatel exponovanosti<sup>32</sup>.

Tab. 12 – Počet výskytů nezávisle proměnných v nejúspěšnějších lineárních modelech (dle koeficientu determinace vícenásobné lineární regrese) využití krajiny Česka

využití krajiny (závisle proměnné)	společenské podmínky (nezávisle proměnné)								
	hustota zalidnění			sídelní a dopravní expon.				sídelní a dopravní exponovanost (souhrn)	
				varianta „odmocnina“		varianta „poloměr“			
	hodnoty	16 tříd	pořadí	užší	širší	užší	širší	užší celkem	širší celkem
orná půda	2	3	0	3	0	2	0	5	0
trvalé kultury	1	2	2	1	2	0	1	1	3
trvalé trav. porosty	0	4	1	0	3	0	2	0	5
lesní plochy	0	3	2	0	2	0	3	0	5
zastavěné plochy	4	0	0	3	0	0	1	3	1
jiné plochy	5	0	0	2	0	3	0	5	0
KEV	0	3	2	2	0	2	1	4	1

Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011); SPÚ (2017)  
Pozn.: KEV – koeficient ekologické významnosti

Cílem výše uvedeného hodnocení tedy bylo zjistit, jaké kombinace různých variant jednotlivých složek sociálněgeografické exponovanosti jsou pro danou třídu využití krajiny nejvhodnější (mají s ní největší souvislost, tj. „vysvětlují“ nejvyšší podíl její

<sup>31</sup> Zahnutý jsou pouze modely, v nichž jsou hodnoty jednotlivých regresních koeficientů i celá vícenásobná lineární regrese statisticky významné na hladině 5 %.

<sup>32</sup> Tak tomu bylo ve všech případech kromě trvalých kultur k roku 2010 a KEV k roku 1990, u nichž nejúspěšnější model obsahoval pouze hustotu zalidnění. Zároveň ale v případě KEV k roku 2010 dosáhly dva modely shodného nejvyššího koeficientu determinace, takže bod byl přidělen oběma. Díky tomu je součet bodů u KEV vždy pět, součet čtyři pak u trvalých kultur v druhé a třetí části tabulky (zleva), které se vztahují k sídlení a dopravní exponovanosti. Dále je v případě zastavěných ploch v každé z částí tabulky součet pouze čtyři, protože údaje o zastavěných plochách jsou k dispozici pouze ve čtyřech časových horizontech (chybějí k roku 1896).

variability). Potvrdil se předpoklad, že pro různé třídy využití krajiny se jedná o odlišné varianty. Výsledky ukázaly, že hustota zalidnění odpovídá spíše „zhruba“ územnímu vzorci využití krajiny (srov. kap. 6.1), tedy rozmístění většiny tříd lépe odpovídá klasifikované hustotě zalidnění, než původním hodnotám (které jsou ve velkých městech velmi vysoké). Neklasifikované hodnoty se více shodují pouze s rozmístěním zastavěných ploch (a souhrnné třídy jiných ploch, pro niž jsou k dispozici data ve všech sledovaných časových horizontech, na rozdíl od zastavěných ploch), které tvoří podstatnou část sídel. Téměř vyrovnaný výsledek je v případě orné půdy, která se také nachází spíše v hustěji zalidněných územích – v minulosti byla nezbytnou podmínkou přežití jejich obyvatel (vzhledem k obtížné a nákladné dopravě).

Dále se ukázalo, že modely sídelní a dopravní exponovanosti v užším vymezení lépe odpovídají zastavěným a jiným plochám, tedy převážně urbanizovaným oblastem (kde leží centra, na jejichž základě je tato exponovanost vymezena), a také nejintenzivněji využívané třídě „venkovské“ krajiny, tedy orné půdě – což je v souladu Thünenovým modelem a teorií diferenciální renty. Platí to ale i pro souhrnný ukazatel KEV, pravděpodobně kvůli vlivu orné půdy, která je celkově nejrozsáhlejší třídou. Méně intenzivně využívané třídy, zejména trvalé travní porosty a lesní plochy lépe odpovídají širšímu vymezení exponovanosti. Většinou leží ve větší vzdálenosti od městských středisek, takže užší vymezení exponovanosti nedokáže dostatečně diferencovaně pokrýt území s nejvyšším zastoupením těchto tříd. Při srovnání variant exponovanosti je celkově úspěšnější varianta „odmocnina“, které je v této práci dávana přednost (18 modelů s nejvyšším koeficientem determinace oproti 15 modelům varianty „poloměr“).

Vzhledem k tomu, že vlivu jednotlivých ukazatelů byla věnována důkladná pozornost v předchozích kapitolách, zde již podrobně hodnocen nebude. Pro srovnání relativní síly vysvětlujících proměnných jsou uvedeny standardizované regresní koeficienty (a dále výsledný koeficient determinace) jednoho z modelů pro nejvýznamnější třídy využití krajiny z hlediska extenzifikačních procesů, trvalé travní porosty (tab. 13) a lesní plochy (tab. 14). Obdobné tabulky pro další ukazatele, podíl orné půdy a koeficient ekologické významnosti jsou uvedeny v příloze (č. 21, 22).

Tab. 13 – Vliv přírodních a společenských podmínek na zastoupení trvalých travních porostů (standardizované regresní koeficienty a koeficient determinace vícenásobné lineární regrese)

	1845	1896	1930	1950	1990	2010
nadmořská výška	0,229	0,282	0,336	0,332	0,030	0,067
sklonitost	-0,185	-0,185	-0,225	-0,211	0,151	0,146
bodová výnosnost	-0,244	-0,345	-0,405	-0,395	-0,407	-0,387
HZ (třídy)	0,135	0,151	0,199	0,152	0,082	0,041
SDEo (širší)	-0,133	-0,104	-0,054	-0,054	-0,126	-0,113
R <sup>2</sup> (%)	19,1	30,0	34,6	33,1	31,8	33,3

Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011); SPÚ (2017)  
Pozn.: HZ – hustota zalidnění, SDEo – sídelní a dopravní exponovanost (varianta „odmocnina“), R<sup>2</sup> – koeficient determinace

Pro určení nadbytečných (redundantních) vysvětlujících proměnných lze využít ukazatel VIF (*Variance Inflation Factor*), jehož hodnota by dle doporučení softwaru ArcMap (pro lineární model i GWR) neměla překročit 7,5 (tato hodnota se však v literatuře různí), jinak již hrozí výrazná multikolinearita. Nejvyšší hodnoty byly dosaženy u nadmořské výšky a bodové výnosnosti, ovšem výrazně pod uvedenou hodnotou (např. roku 1845 cca 2,8). Jistá míra multikolinearity ale mezi proměnnými nepochybně je, což musí být bráno při interpretaci uvedených tabulek v úvahu. Byla-li z lineární regrese odebrána bodová výnosnost, regresní koeficienty ostatních přírodních podmínek, zejména nadmořské výšky, se zvýšily (v absolutní hodnotě) – ovšem na úkor určitého snížení výsledného koeficientu determinace.

Tab. 14 – Vliv přírodních a společenských podmínek na zastoupení lesních ploch (standardizované regresní koeficienty a koeficient determinace vícenásobné lineární regrese)

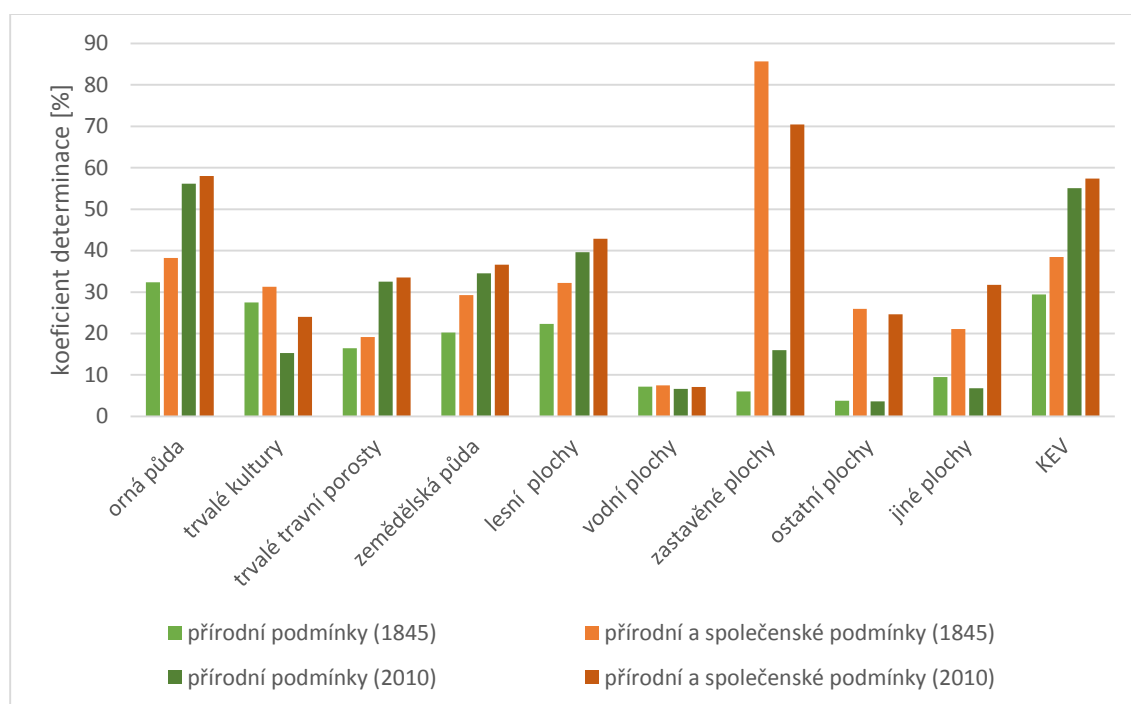
	1845	1896	1930	1950	1990	2010
nadmořská výška	0,085	0,108	0,105	0,110	0,208	0,214
sklonitost	0,365	0,369	0,401	0,376	0,422	0,423
bodová výnosnost	-0,057	-0,037	-0,038	-0,056	-0,055	-0,063
HZ (třídy)	-0,328	-0,366	-0,372	-0,282	-0,164	-0,158
SDEo (širší)	0,045	0,058	0,084	0,078	0,023	0,042
R <sup>2</sup> (%)	32,2	36,4	39,5	34,1	41,4	41,6

Zdroje a poznámky: viz tab. 13

Po srovnání jednotlivých variant vymezení sociálněgeografické exponovanosti a srovnání síly jednotlivých vysvětlujících proměnných již následuje vlastní hodnocení výsledků. Pro celkový přehled i kvůli možnosti srovnání s výsledky předchozích prací (např. Bičík a kol. 2010) je pro počátek a konec sledovaného období (tedy časové horizonty 1845 a 2010) vyhodnocen vliv přírodních a společenských podmínek na zastoupení všech tříd využití krajiny (tj. podíl tříd na celkové rozloze SÚJ), včetně souhrnných (sumárních) tříd zemědělské půdy (tvořené ornou půdou, trvalými kulturami a trvalými travními porosty) a jiných ploch (tvořených vodními, zastavěnými a ostatními plochami), a také na celkovou intenzitu využití krajiny vyjádřenou koeficientem ekologické významnosti (obr. 53).

Orná půda, trvalé travní porosty a lesní plochy, tedy třídy pro tuto práci podstatné, budou níže hodnoceny podrobněji. Společné pro všechny tyto třídy je, že se během sledovaného období zvýšil podíl vysvětlené variability pomocí sledovaných ukazatelů přírodních a společenských podmínek. Výraznější nárůst byl ovšem zaznamenán u skupiny ukazatelů přírodních podmínek, zatímco příspěvek ukazatelů společenských podmínek k celkové vysvětlené variabilitě poklesl. Odlišný vývoj proběhl u tříd využití krajiny souvisejících s procesy urbanizace a industrializace. Nyní se krátce podívejme na tyto další výsledky.

Obr. 53 – Vliv přírodních a společenských podmínek na využití krajiny Česka v letech 1845 a 2010 (vícečetná lineární regrese)



Zdroje: viz tab. 13. Pozn.: KEV – koeficient ekologické významnosti

Třída *trvalých kultur* prošla během sledovaného období zásadní proměnou své vnitřní struktury. Roku 1845 byla tvořena zejména vinicemi, chmelnicemi a sady, tedy zemědělsky využívanou půdou. V současné době mezi trvalými kulturami dominuje třída zahrad (především rodinných domů), které již z převážné části k pěstování plodin využívány nejsou. Tím lze vysvětlit pokles vlivu přírodních podmínek na rozmístění této třídy (na úroveň téměř shodnou jako u zastavěných ploch) a také zvýšení příspěvku společenských podmínek k podílu celkově vysvětlené variability mezi lety 1845 a 2010. Trvalé kultury patří k jedné ze čtyř tříd, u nichž se celkově vysvětlená variabilita snížila, v tomto případě kvůli uvedenému podstatnému poklesu vlivu přírodních podmínek. Vývoj podrobněji zachycuje příloha 23.

Podle očekávání společenské podmínky (tedy hustota zalidnění a sídelní a dopravní exponovanost) vysvětlují výrazně nejvyšší podíl variability v případě *zastavěných ploch*, 86 % k roku 1845 (spolu s přírodními podmínkami, které ovšem samostatně vysvětlují pouze 6 % variability), který však do roku 2010 poklesl na 70 %. Tento pokles lze vysvětlit tím, že vymezení sociálněgeografické exponovanosti k roku 1845 bylo tvořeno především sídelní exponovaností a hustotou zalidnění, vzhledem k tomu, že „moderní“ dopravní síť teprve začínala vznikat. Roku 2010 již byl podíl dopravní exponovanosti (tedy dálnic, významných silnic a železnic) na celkové sociálněgeografické exponovanosti významnější. Takto exponovaná místa se však samozřejmě nacházejí i mimo obydlená místa (tedy bez zastavěných ploch), což celkový podíl vysvětlené variability snížilo. Dalším důvodem může být také zvýšení

podílu budov (a také zastavěných ploch), které nemají primárně obytnou funkci (slouží k rekreaci a jiným účelům), a tedy jejich souvislost s hustotou zalidnění a sídelní exponovaností je menší. Naopak nárůst vlivu přírodních podmínek je spojen s koncentračním charakterem procesu urbanizace, kdy hlavní střediska obecně leží v oblastech s příznivějšími přírodními podmínkami. Nová zástavba tedy vznikala především v těchto oblastech.

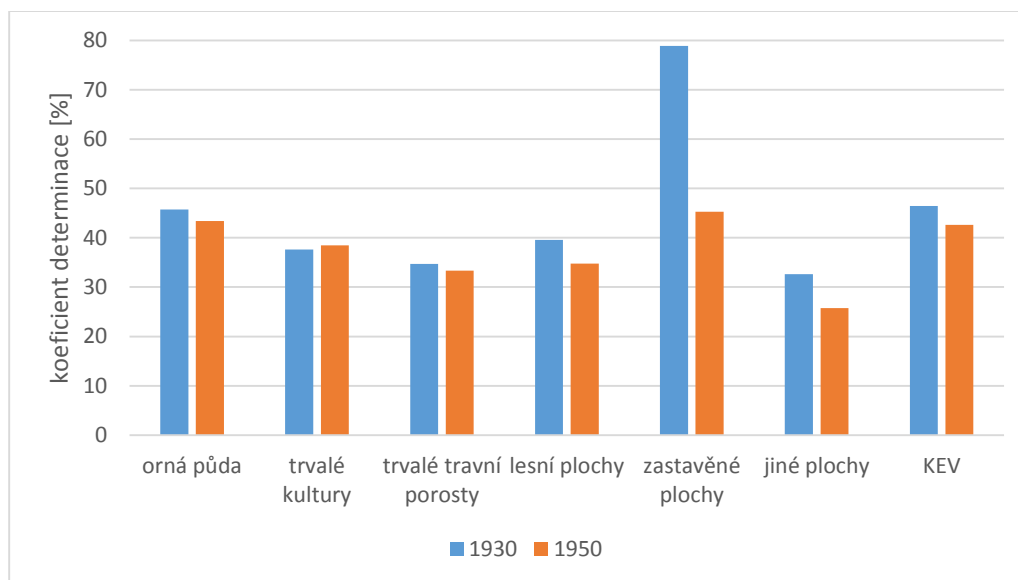
Zajímavá je odlišnost ve vývoji koeficientů determinace „jiných ploch“ a jejich dílčích tříd (tj. vodních, zastavěných a ostatních ploch). Může se jednat o důsledek vysoké vnitřní heterogenity třídy jiných ploch, což platí již pro základní třídu ostatních ploch, v níž jsou zahrnuty jak způsoby využití typické spíše pro exponované oblasti (např. dopravní infrastruktura, průmyslové areály) tak ty vyskytující se zejména v periferních územích (vojenské prostory, řada těžebních lokalit, skály, neplodná půda apod.). Jelikož během sledovaného období došlo v rámci třídy jiných ploch ke zvýšení relativního významu zastavěných ploch a ostatních ploch typických pro urbanizovaná a industrializovaná území, plyne z toho i zvýšení celkového podílu vysvětlené variability pomocí společenských podmínek – právě kvůli jejich silnější souvislosti s těmito způsoby využití. Naopak podíl vysvětlené variability pouze pomocí přírodních podmínek poklesl (příloha 24).

#### *Srovnání modelů sociálněgeografické exponovanosti k roků 1930 a 1950*

Vícenásobná lineární regrese je stejným způsobem použita také k zodpovězení otázky, zda využití krajiny roku 1948 více odpovídá modelu sociálněgeografické exponovanosti na základě sčítání lidu k roku 1930 nebo 1950. Celkový podíl vysvětlené variability pomocí ukazatelů přírodních a společenských podmínek je vyšší podle modelu k roku 1930. Ukazatele přírodních podmínek jsou po celé sledované období neměnné, takže rozdílné výsledky jsou výhradně následkem změny společenských podmínek (tj. hustoty zalidnění a dále sídelní a dopravní exponovanosti) mezi lety 1930 a 1950 (obr. 54). Tento model lépe vysvětluje variabilitu jednotlivých tříd využití krajiny (včetně celkové intenzity využití, KEV), s výjimkou rozlohou méně významných trvalých kultur, kde jsou výsledky téměř shodné (o 0,9 procentního bodu vyšší k roku 1950).

Potvrdil se tak předpoklad, že zásadní změny sociálněgeografické exponovanosti způsobené vysídlením českých Němců po 2. světové válce se ve struktuře využití krajiny projevily spíše až po roce 1948. Pochopitelně se to v největší míře týká v čase nejstabilnějších tříd, především zastavěných a lesních ploch, k jejichž případnému zániku a přeměně nedošlo okamžitě po nuceném odchodu obyvatel (srov. Kučera 2007). Proměnlivější dílčí třídy zemědělské půdy vykazují podstatně nižší rozdíly ve výsledcích mezi roky 1930 a 1950.

Obr. 54 – Srovnání souvislosti přírodních a společenských podmínek v letech 1930 a 1950 s využitím krajiny Česka roku 1948 (více násobná lineární regrese)



Zdroje: viz tab. 13. Pozn.: KEV – koeficient ekologické významnosti.

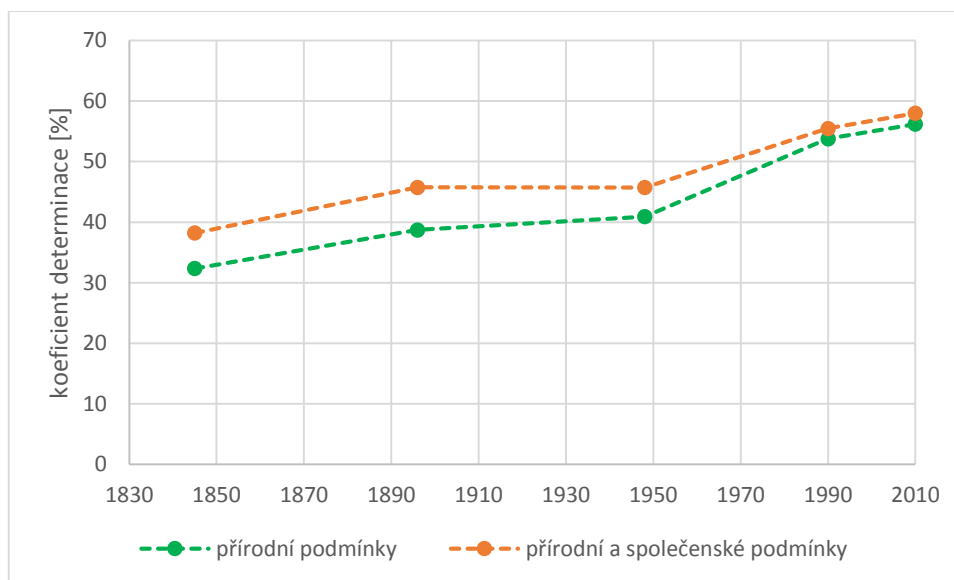
Ve všech hodnoceních s využitím lineárních modelů jsou proto data o využití krajiny roku 1948 srovnávána s hustotou zalidnění a sídelní a dopravní exponovaností k roku 1930. Dále již budou podrobněji hodnoceny třídy využití krajiny podstatné pro zaměření této práce.

#### *Celkové hodnocení vývoje vlivu přírodních a společenských podmínek na využití krajiny*

Podíl celkové variability zastoupení *orné půdy* „vysvětlené“ modely přírodních i společenských podmínek se v celém sledovaném období zvýšil z 38 na 58 % (obr. 55). Bylo to díky nárůstu vlivu přírodních podmínek na územní diferenciaci zastoupení orné půdy, především v období 1948–1990. Což bylo umožněno otevřením lokálních materiálních a energetických toků (Grešlová a kol. 2015) a zásadní změnou struktury zaměstnanosti, kdy většina lidí postupně opustila zemědělství a našla uplatnění v dalších ekonomických sektorech, nejprve především v průmyslu, později ve službách. Také zvýšení vlivu sklonitosti jako omezujícího faktoru použití těžké mechanizace již bylo dříve diskutováno. Naopak význam kvantifikovaných ukazatelů společenských podmínek postupně klesal. Variabilita vysvětlená modelem se zvýšila přidáním těchto ukazatelů (k ukazatelům podmínek přírodních) roku 1845 o 5,9 % vysvětlené variability, roku 2010 již jen o 1,8 %. K dílčímu zvýšení vlivu společenských podmínek došlo pouze v počátečním období 1845–1896 (roku 1896 přispěly 7,0 %) se zcela novými možnostmi dopravy a zásadními změnami struktury osídlení, které vedly k posílení vlivu diferenciální renty I (Jeleček 1995).



Obr. 55 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění orné půdy (vícenásobná lineární regrese)

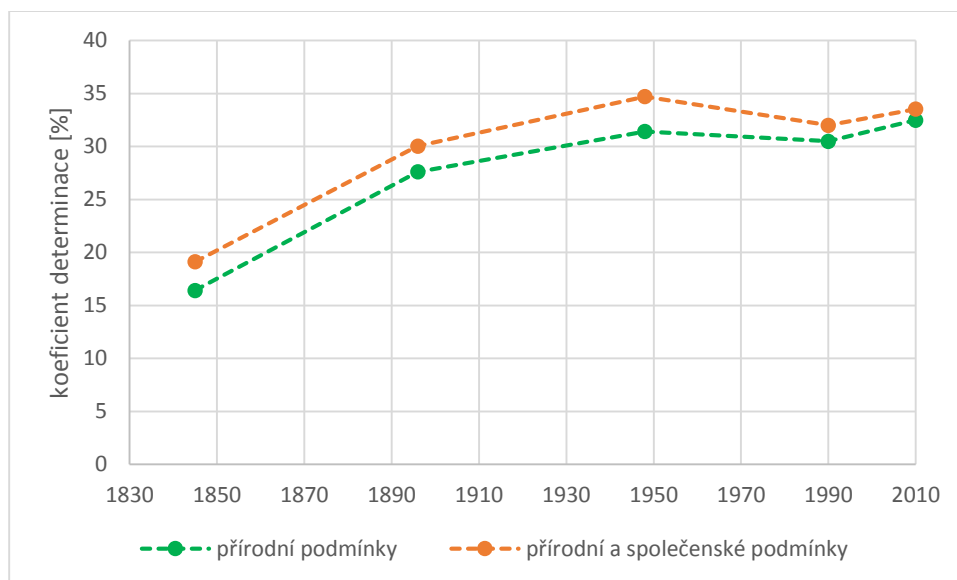


Zdroje: viz tab. 13

Také v případě zastoupení *trvalých travních porostů* došlo ke zvýšení vysvětlené variability v průběhu celého sledovaného období (u přírodních a společenských podmínek z 19 na 34 %; obr. 56). Celkově je tedy zastoupení této třídy méně závislé na kvantifikovaných přírodních a společenských – nebo se alespoň nejedná o závislost lineární. Příspěvek společenských podmínek k variabilitě vysvětlené pomocí přírodních faktorů byl relativně nízký již na počátku sledovaného období (pouze 2,7 %) a dále se snižoval (s výjimkou dat k roku 1948). Na rozdíl od třídy orné půdy přineslo socialistické období dokonce mírné snížení celkově vysvětlené variability, která se zvýšila až v období po roce 1989. To bylo dáno zatravňováním orné půdy z ekonomických příčin (již se na ní po ukončení socialistických dotací nevyplatilo hospodařit) a také díky přímé podpoře zatravňování zejména v oblastech s méně příznivými podmínkami (tzv. LFA – *less favoured areas*). Příspěvek kvantifikovaných společenských podmínek k celkově vysvětlené variabilitě se však i v tomto období dále snížil.

Protože je práce zaměřená na extenzifikační procesy využití krajiny, bude ještě věnována pozornost samostatně třídám *luk* a *pastvin* (obr. 57). Vzhledem k tomu, že louky a pastviny přestaly být roku 2000 evidovány samostatně, jedná se v roce 2010 o odhad, který využívá (v jednotlivých SÚJ) rozlohy trvalých travních porostů roku 2010 a vzájemný poměr zastoupení luk a pastvin (na celkové rozloze trvalých travních porostů) v časovém horizontu 2000 (ke kterému jsou poslední dostupná data). Lze předpokládat, že se vzájemný poměr jejich zastoupení během těchto deseti let výrazně nezměnil.

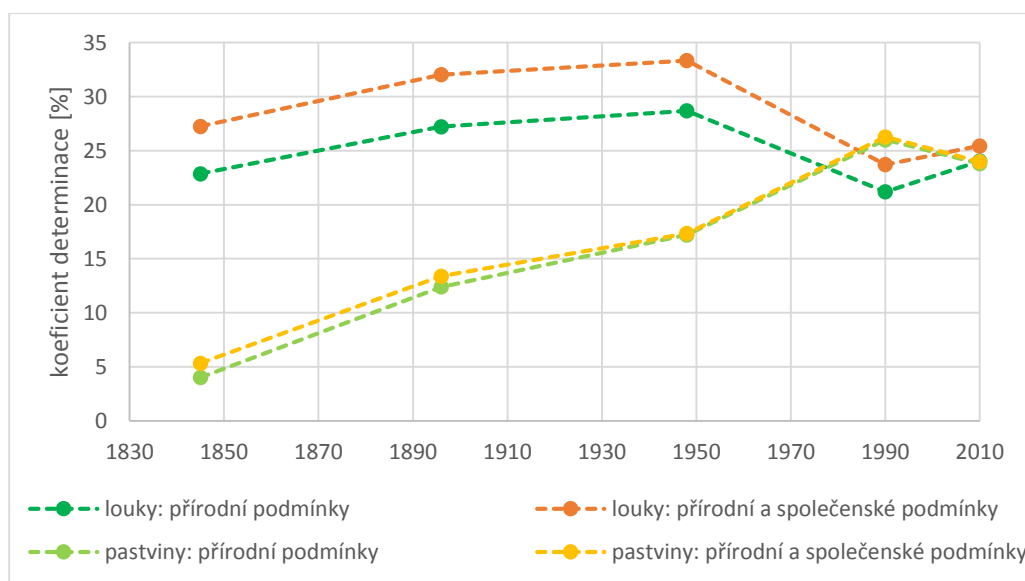
Obr. 56 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění trvalých travních porostů (více násobná lineární regrese)



Zdroje: viz tab. 13

Charakteristika vývoje vlivu podmínek, která byla uvedena pro trvalé travní porosty celkem, z velké části platí i pro třídu luk. Jedná se oproti pastvinám o intenzivnější způsob využití, z čehož vyplývá i větší závislost na přírodních i společenských podmínkách.

Obr. 57 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění luk a pastvin (více násobná lineární regrese)



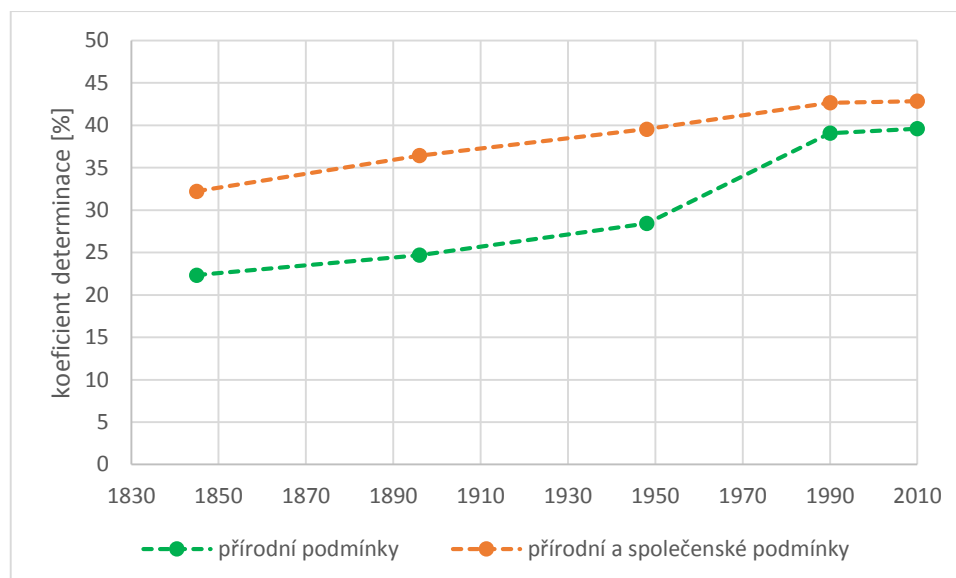
Zdroje: viz tab. 13. Pozn.: V roce 2010 jde o dopočtené hodnoty na základě dat k rokům 2000 a 2010 (bližší vysvětlení v textu).

Zajímavější je situace luk, které jako nejméně intenzivně využívaný „zbytek“ zemědělské půdy, který se k jiným účelům nehodí, vykazoval velice slabou závislost na přírodních a zejména společenských podmínkách, které od roku 1948 celkově vysvětlený podíl variability prakticky vůbec nezvyšují.

Vzhledem k výraznému nárůstu podílu stájových chovů zvířat ve 2. polovině 20. století je otázkou, nakolik byly pozemky evidované jako pastvina takto skutečně využívány ještě v roce 1990 a v letech následujících. Z hlediska vlivu přírodních a společenských podmínek totiž došlo k podstatnému přiblížení hodnot koeficientů determinace, což svědčí o setření rozdílu mezi třídami luk a pastvin. Je tedy poměrně pochopitelné, že roku 2000 přestaly být tyto dvě třídy samostatně sledovány.

*Lesní plochy* představují třídu využití krajiny typickou zejména v územních s nepříznivými přírodními podmínkami pro zemědělství, často v periferních polohách. Z dosud hodnocených tříd zde přispívají společenské podmínky relativně nejvíce k celkově vysvětlené míře variability: roku 1845 o 9,9 %, dokonce 11,8 % roku 1896 a jen o málo nižší (11,1 %) ještě roku 1948 (obr. 58). Jako v čase velmi stabilní třída si lesní plochy stále zachovávají silnější vztah s ukazateli společenských podmínek, které roku 2010 přispěly 3,3 % k podílu variability vysvětlenému pouze přírodními podmínkami.

Obr. 58 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění lesních ploch (více násobná lineární regrese)



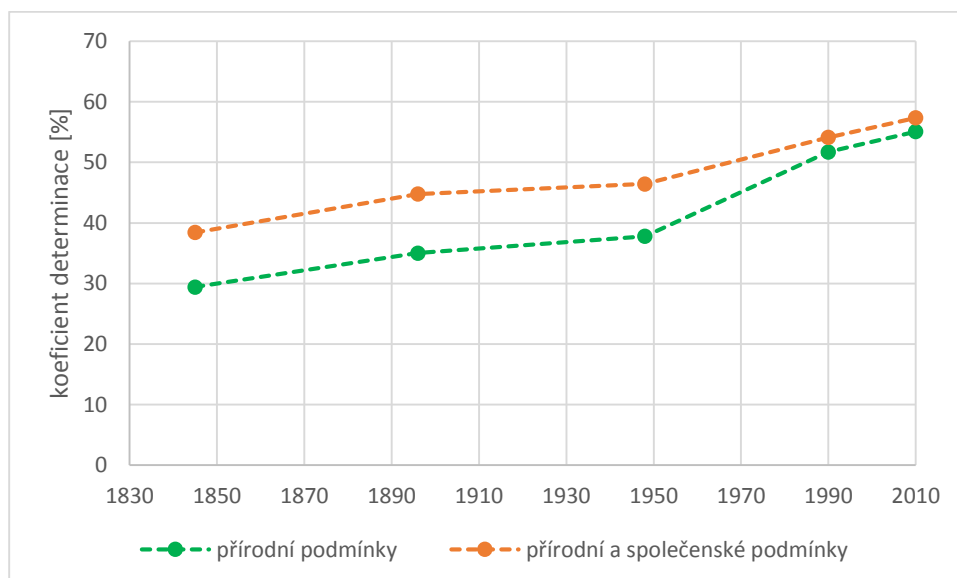
Zdroje: viz tab. 13

Poměrně vyšší význam (kvantifikovaných) společenských podmínek oproti třídám zemědělské půdy lze vysvětlit tím, že zemědělská půda se obecně nachází spíše v exponovanějších územích, kde je konkurence dalších způsobů využití krajiny – dochází tedy k silnému střetu různých zájmů (které nelze kvantifikovat). Pro periferní

oblasti (z hlediska sociálněgeografické exponovanosti) bylo již na počátku sledovaného období typické větší zastoupení lesních ploch, což se ještě posílilo během procesu lesního přechodu (Mather 1992, 2002). V periferních oblastech je nižší konkurence jiných způsobů využití krajiny, tedy souvislost s exponovaností (tj. s její nízkou hodnotou) je silnější. Vliv přírodních podmínek výrazně narostl především v období 1948–1990, kdy došlo k zalesnění přírodně méně příznivých horských a podhorských území, což se týkalo z velké části oblastí postižených vysídlením českých Němců.

Vývoj celkového podílu variability *koeficientu ekologické významnosti* (tedy ukazatele souhrnné intenzity využití krajiny) vysvětlené modely přírodních a společenských podmínek se z velké části podobá třídě orné půdy (obr. 55). Také celkový podíl variability vysvětlený těmito ukazateli je téměř shodný, 38 až 57 %. Příspěvek vlivu společenských podmínek je však díky dalším třídám mírně vyšší (obr. 59).

Obr. 59 – Vliv přírodních a společenských podmínek na územní vzorec koeficientu ekologické významnosti (vícenásobná lineární regrese)



Zdroje: viz tab. 13

## 6.8 Souhrnné hodnocení s ohledem na prostorový charakter dat

Metoda geograficky vážené regrese (GWR), která byla představena v kapitole 3.3, umožňuje na rozdíl od vícenásobné lineární regrese zohlednit tzv. prostorovou nestacionaritu (heterogenitu) dat. Díky tomu, že náleží do skupiny metod lokální analýzy dat, lze s její pomocí také identifikovat územní jednotky, které se od výsledného modelu liší. Zjištění těchto odchylek tak může být užitečným podnětem k dalšímu porozumění vztahům mezi proměnnými.

Vzhledem k poznatkům o změnách využití krajiny, zejména těch z nich, které souvisejí s rozvojem dopravy a s tím spojeným otevíráním lokálních materiálových a energetických toků (což umožnilo také uplatnění diferenciální renty I – tedy dopravní dostupnosti/polohy vůči trhům – na vyšší řádovostní úrovni; srov. též Thünenův model) se jeví jako vhodnější použití fixního prostorového jádra v GWR. Předpokladem tedy je, že využití krajiny spíše souvisí s jejím využitím v dalších jednotkách do určité vzdálenosti, než s využitím v konkrétním počtu blízkých jednotek. Katastrální území jsou jednotkami v zásadě administrativního typu a jejich velikostní diferenciace (z hlediska celkové rozlohy) je poměrně značná, a ještě se zvýšila jejich slučováním do SÚJ. V oblastech s mnoha SÚJ relativně malé rozlohy (např. v Kraji Vysočina) by tak došlo při volbě adaptivního jádra k hodnocení jen v rámci malého území (ve srovnání s jinými oblastmi Česka). Proto bylo upřednostněno fixní prostorové jádro.

Velmi důležitým parametrem GWR je šířka pásma, která určuje, jak široké okolí územní jednotky (regresního bodu) bude bráno v úvahu při hodnocení lokálních vztahů. K určení optimální šířky pásma pro zvolené proměnné lze v rámci GWR využít opravené Akaiikovo informační kritérium (*corrected Akaike information criterion*, AIC<sub>c</sub>), které oproti AIC (neopravenému) zohledňuje počet parametrů modelu tak, aby nebyly zvýhodněny modely s vyšším počtem parametrů. To má význam především pro menší soubory dat. S rostoucím počtem zkoumaných jednotek velikost této opravy konverguje k nule; v případě velkého souboru 8826 SÚJ jde o opravu pouze v řádu tisícín. Při výpočtu GWR, kdy je zvolena metoda určení šířky pásma na základě AIC<sub>c</sub>, algoritmus nejprve určí optimální šířku pásma pro zadané proměnné a následně ji použije k výpočtu geograficky vážené regrese.

Vhodné nastavení šířky pásma (tedy velikosti či rozsahu prostorového jádra) bylo zjišťováno pro KEV (jako závisle proměnnou) a různé kombinace nezávisle proměnných („vysvětlujících“). Pokud by byla jako vysvětlující zvolena pouze jedna proměnná, optimální šířka pásma (určená pomocí AIC<sub>c</sub>) byla menší než při použití více proměnných (např. 15,3 km v případě nadmořské výšky a 9,6 km v případě sklonitosti – uvedené hodnoty platí pro všech pět časových horizontů). Při kombinaci více vysvětlujících proměnných se však optimální šířka pásma zvyšuje, u vybraných kombinací se pohybuje kolem 20 až 30 km v letech 1845 a 2010 (tab. 15, první dva sloupce hodnot). U některých kombinací nezávisle proměnných výpočet optimální šířky pásma neproběhl kvůli multikolinearitě (lokální či globální, srov. tab. 9). Jedná se například o kombinaci nadmořské výšky, sklonitosti, hustoty zalidnění (dle hodnot nebo pořadí) a exponovanosti v širším vymezení. Pro rok 1845 výpočet proběhl, ale pro 2010 již nikoliv; proto nejsou tyto kombinace v tabulce uvedeny.

Dalším krokem je obdobný výpočet GWR pro fixní typ jádra s šířkami pásma 20 km a 30 km. Výsledné hodnoty korigovaných koeficientů determinace jsou uvedeny v dalších sloupcích téže tabulky. Nejvyšších hodnot tohoto koeficientu bylo dosaženo téměř vždy v případě šířky pásma 20 km. Kvůli zajištění vzájemné srovnatelnosti výsledků je proto při dalších hodnoceních vždy použita GWR s fixním prostorovým jádrem o šířce pásma 20 km.

Tab. 15 – Vliv vybraných ukazatelů přírodních a společenských podmínek na hodnotu koeficientu ekologické významnosti SÚJ Česka v letech 1845 a 2010 (geograficky vážená regrese, různé šířky pásma)

nezávisle proměnné (vysvětlující)	optimální šířka pásma dle AIC <sub>c</sub> [km]		korigovaný koeficient determinace geograficky vážené regrese s fixním typem jádra					
			šířka pásma podle AIC <sub>c</sub>		šířka pásma 20 km		šířka pásma 30 km	
	1845	2010	1845	2010	1845	2010	1845	2010
NV + Skl.	19,66	19,66	<b>0,460</b>	<b>0,650</b>	0,458	0,649	0,408	0,620
NV + Skl. + HZ (hodnoty)	21,52	20,69	0,500	0,652	<b>0,512</b>	<b>0,655</b>	0,455	0,626
NV + Skl. + HZ (pořadí)	20,93	27,23	0,556	0,653	<b>0,563</b>	<b>0,678</b>	0,512	0,647
NV + Skl. + HZ (hodnoty) + + SDEo (užší)	23,40	21,96	0,490	0,650	<b>0,515</b>	<b>0,659</b>	0,457	0,628
NV + Skl. + HZ (pořadí) + + SDEo (užší)	22,48	29,59	0,549	0,650	<b>0,565</b>	<b>0,683</b>	0,514	0,649

Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011)

Pozn.: NV – nadmořská výška, Skl. – sklonitost, HZ – hustota zalidnění, SDEo – sídelní a dopravní exponovanost (varianta „odmocnina“). Nejvyšší hodnoty v řádku (pro každý rok zvlášť) zvýrazněny tučně.

Byly použity pouze kombinace nezávisle proměnných, které nevykazovaly výraznou globální ani lokální multikolinearitu. Z ukazatelů přírodních podmínek je (v grafech a kartogramech níže) použita nadmořská výška a sklonitost, ze společenských pak hustota zalidnění (dle pořadí, viz dále) a sídelní a dopravní exponovanost v užším vymezení (varianty „odmocnina“). Také GWR potvrdila, že využití krajiny roku 1948 více odpovídalo kvantifikovaným společenským podmínkám v roce 1930 než roku 1950 – dle koeficientu determinace. Při následujícím hodnocení využití krajiny roku 1948 jsou použity ukazatele společenských podmínek z roku 1930. Užití korigovaného koeficientu determinace má na výsledky malý vliv, koeficient determinace je u hodnocených dat přibližně o 1 až 2 procentní body vyšší než jeho korigovaná varianta. V grafech jsou použity korigované hodnoty, aby nebyly zvýhodněny modely s více nezávisle proměnnými (tedy ty obsahující i společenské podmínky).

Na koeficientu ekologické významnosti (jako závisle proměnné) bylo otestováno, jaký vliv na výslednou hodnotu koeficientu determinace má použití (a) hustoty zalidnění rozdělené do 16 tříd, (b) pořadí jednotek dle hustoty zalidnění. Potvrdil se předpoklad, že výsledky budou velmi podobné, rozdíl se pohybovaly kolem jednoho procentního bodu (v letech 1990 a 2010 vyšší hodnota podle pořadí, předtím podle tříd). V obou těchto případech byl na počátku sledovaného období koeficient determinace cca o 5 až 6 procentních bodů vyšší než při použití původních hodnot hustoty zalidnění (příloha 25). Postupně se však tento rozdíl snižoval na méně než polovinu. Příčiny byly zmíněny

dříve v kap. 6.1 (jde zejména krajně nerovnoměrné rozdělení, případně o odlehle hodnoty).

Z toho plyne, že na počátku sledovaného období je mírně lepšího výsledku dosaženo při hrubé klasifikaci hustoty zalidnění, zatímco v posledních časových horizontech se výsledky u všech použitých ukazatelů hustoty zalidnění vyrovnávají – a také klesá jejich příspěvek v celkové „vysvětlené“ variabilitě oproti použití pouze přírodních podmínek jako nezávisle proměnných (podobně jako v dřívějším hodnocení pomocí vícenásobné lineární regrese).

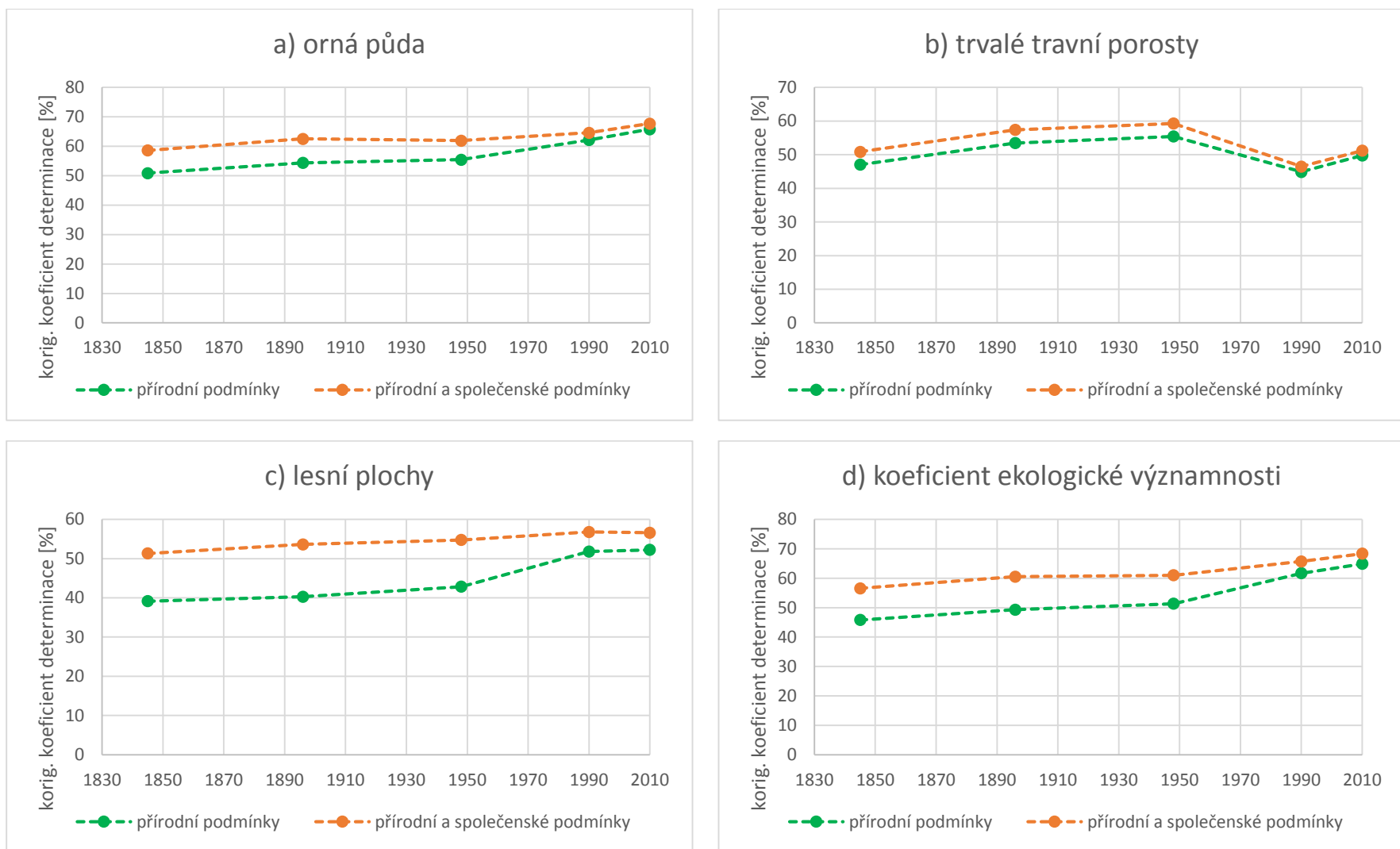
Vývoj vlivu přírodních a společenských podmínek na využití krajiny (koeficient ekologické významnosti, podíly orné půdy, trvalých travních porostů a lesních ploch na celkové rozloze SÚJ; obr. 60) je do značné míry podobný tomu, jak byl vyhodnocen pomocí vícenásobné lineární regrese (kap. 6.7), a proto zde nebudou interpretace tohoto vývoje opakovány. GWR ale dosahuje výrazně vyšších hodnot, a to zejména na počátku sledovaného období (nárůst hodnot v průběhu období je tak mírně nižší oproti lineární regresi). Je to patrně z toho důvodu, že na lokální úrovni se více projevuje prostorová autokorelace jednotlivých ukazatelů (závisle i nezávisle proměnných). Odpovídá to poznatkům o existenci regionů s relativně podobným typem využití krajiny, které byly na začátku období spíše menší, ale postupně se zvětšovaly, či spíše posunuly na vyšší řádovostní úroveň v rámci celého státu (srov. Mareš 2012) – což se výrazněji projevilo v „globální“ hodnotě vícenásobné lineární regrese. GWR jako metoda lokální analýzy dat zachytila tyto regiony již v jejich počátečním stavu (v rámci zvolené šířky pásma 20 km).

Součástí geograficky vážené regrese je také analýza standardizovaných reziduí (jejichž jednotkou je směrodatná odchylka). Lze pomocí ní zobrazit, které územní jednotky se odlišují od výsledného modelu GWR. Parametry výpočtu GWR (nezávisle proměnné, typ jádra, šířka) jsou samozřejmě shodné s výše uvedenými. Kartogram pro rok 1990 je z prostorových důvodů vynechán (výsledky se většinou zásadně neliší od roku 2010).

Odchytky zastoupení trvalých travních porostů od modelu vlivu přírodních a společenských podmínek zachycuje obr. 61. Nejvyšší kladné odchytky od modelu GWR (standardizovaná rezidua) se v počátku sledovaného období nacházely v horských oblastech Krkonoš, kde bylo rozšířeno tzv. budní hospodaření (pasení zvířat, sklizení sena z luk), k jehož zániku došlo v polovině 20. století po vysídlení zdejších německy mluvících hospodářů.

Výraznější kladná rezidua jsou také v části Šumavy, kde ovšem těsně sousedí s velmi zalesněnými územími, ve kterých jsou rezidua výrazně záporná (k oblastem záporných odchylek patří i zalesněné Moravskoslezské Beskydy). Pastva byla také více zastoupena v celkově méně ekonomicky rozvinutých příhraničních oblastech východní Moravy s relativně nepříznivými přírodními podmínkami pro zemědělství.

Obr. 60 – Vliv přírodních a společenských podmínek na využití krajiny (geograficky vážená regrese)



Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011)



Vzhledem k tomu, že byly zmíněné centrální oblasti hor postupně zalesňovány, najdeme na konci sledovaného období kladná rezidua spíše v podhorských územích (Pošumaví, Podkrkonoší). Kladné odchylky ale jsou patrné také v nížinách (zejména Pomoraví, Podyjí, Polabí), především v říčních nivách, kde však prakticky všude do roku 2010 vymizely. Stalo se tak regulacemi vodních toků a odvodněním této půdy; řeky zde ztratily přirozená místa svého rozlivu.

V kartogramu k roku 2010 jsou rovněž jasně viditelné důsledky otevření lokálních cyklů materiálních a energetických toků a nástupu zemědělství průmyslového typu. Vytvořily se podstatně homogennější oblasti hodnot jak v nížinách, tak v horských oblastech – a prohloubil se rozdíl mezi nimi – došlo tak k posunu na řádovostně vyšší úroveň rozdělení hodnot. Většina lokálních odchylek (patrných v předešlých obdobích) v intenzivně využívaných nížinách zmizela.

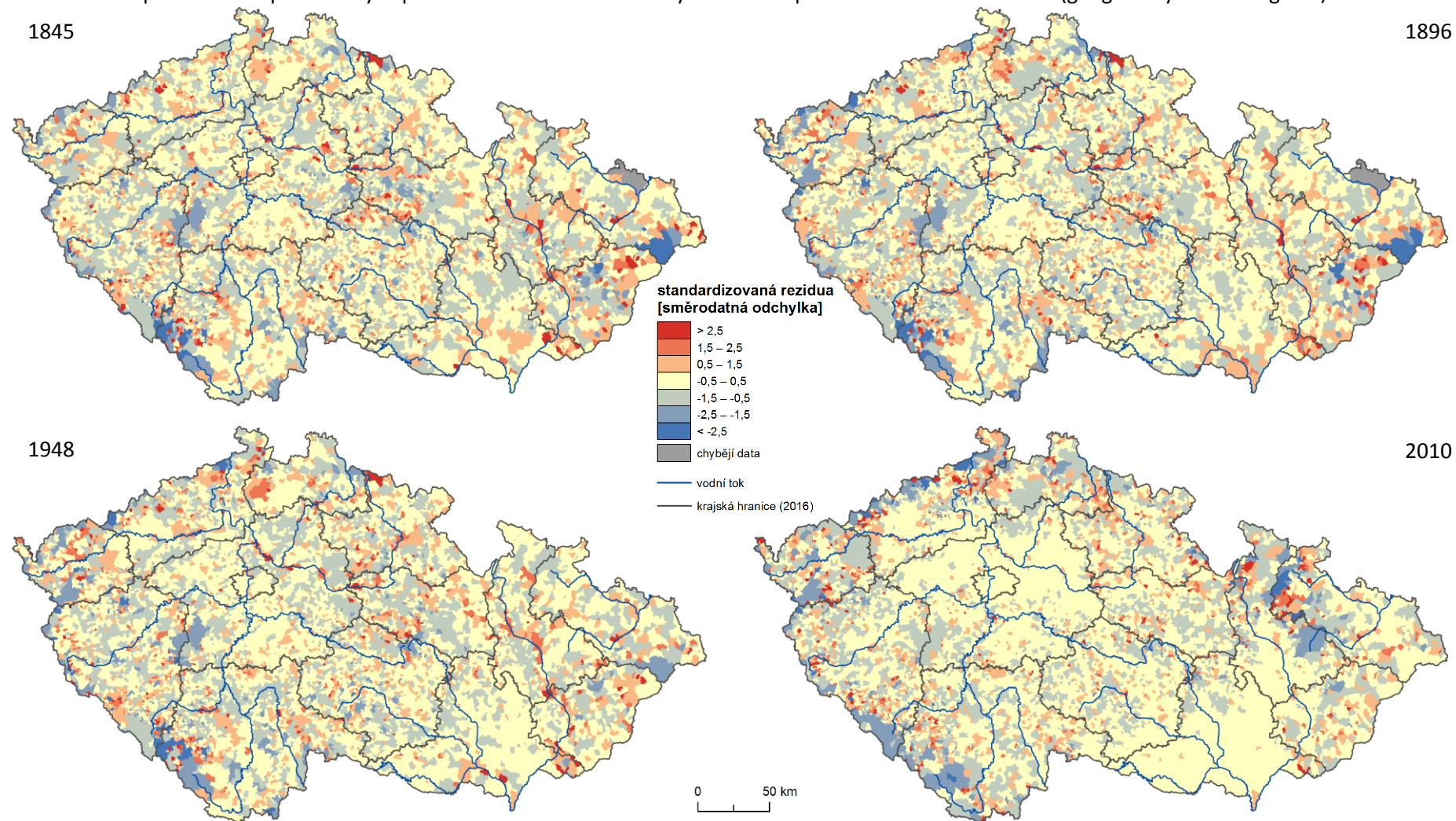
Ostatní kartogramy standardizovaných reziduí modelu GWR (pro zastoupení orné půdy, lesních ploch, koeficient ekologické významnosti) jsou uvedeny v příloze.

Z kartogramů zachycujících ornou půdu (příloha 26) je patrné, že některé odchylky od modelu se dají vysvětlit úrodností půdy (její bodovou výnosností). Při použití kombinace nadmořské výšky a sklonitosti však bylo dosaženo vyšší míry vysvětlené variability než při použití bodové výnosnosti, ačkoliv se jedná o komplexnější ukazatel, který by měl vlivy předchozích dvou zahrnovat. Kombinace všech tří ukazatelů nebyla použita z důvodu multikolinearity.

Rezidua modelů zastoupení lesních ploch jsou z velké míry opačná těm pro zastoupení orné půdy (příloha 27). Tedy území, kde se z různých příčin (nezahrnutých mezi kvantifikované proměnné modelu) zachovaly či rozšířily rozsáhlejší lesní komplexy, vykazují kladná rezidua z hlediska zastoupení lesních ploch a naopak záporná z hlediska orné půdy. Nejvýraznější jsou případy rovinných regionů: zalesněná území málo úrodné Třeboňské pánve; oblast Břeclavského výběžku, kde se mezi řekami Moravou a Dyjí nachází obora Soutok (největší v Česku), založená Lichtenštejnůmi roku 1872; bývalé císařské lesy v okolí Brandýsa nad Labem; rozsáhlé lesy města Hradce Králové; (bývalá) území vojenských prostorů, zejména Ralsko, kde je zároveň relativně méně kvalitní půda. Kromě nížin jde také o lesy v relativně exponovanějším okolí Prahy, v Brdech a o původně královské lesy na Křivoklátsku.

V řadě případů tak různé typy institucionální ochrany lesů (původně královské či císařské lesy, vojenské prostory atd.) vedly k jejich většímu zastoupení (případně rozšiřování) i v oblastech, kde to modelu založenému na vybraných kvantifikovaných faktorech neodpovídá. Podíl lesů má podstatný vliv na celkovou hodnotu koeficientu ekologické významnosti, proto jsou výsledky (standardizovaná rezidua) do značné míry podobné (příloha 28).

Obr. 61 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění trvalých travních porostů v Česku 1845–2010 (geograficky vážená regrese)



Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011)

## 7. Diskuse

### *Použitá data*

Hlavním použitým datovým zdrojem o využití krajiny je databáze LUCC Czechia, založená na katastrální evidenci. Jedná se o statistická data za katastrální území (sloučená do SÚJ), což má své výhody i nevýhody, jež byly podrobně diskutovány již dříve (Bičík a kol. 2010, 2015).

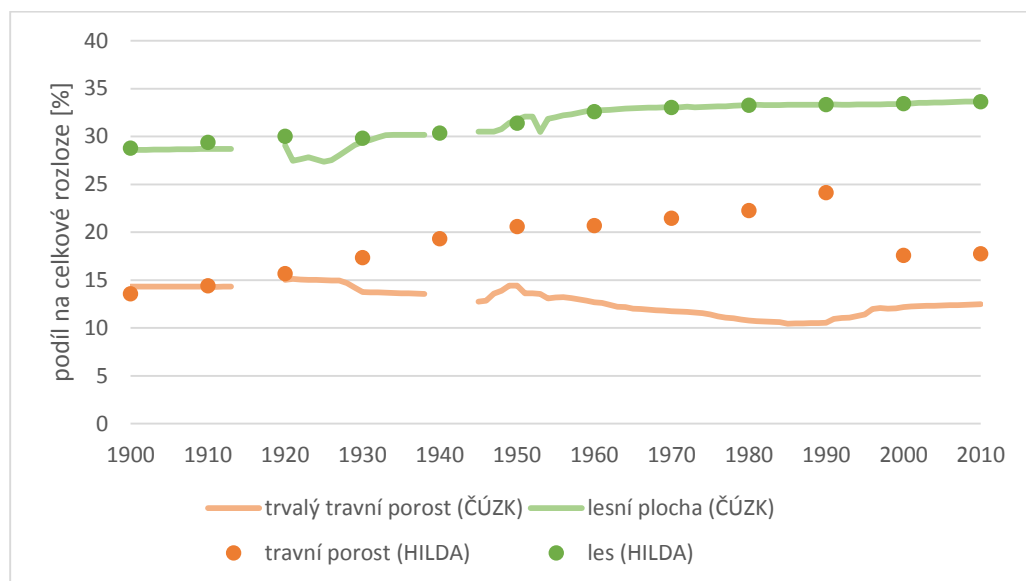
Kapitola 5.5 se podrobně zabývala srovnáním a diskusí vývoje využití krajiny Česka po roce 1989 (s důrazem na extenzifikační procesy) podle různých datových zdrojů – zejména kvůli značným rozdílům mezi nimi. Toto srovnání ukázalo nejen, jak různý pohled na reálné změny v krajině jednotlivé zdroje dat poskytují, ale také, jak se vzájemně mohou doplňovat. Závěr pro tuto práci spočívá v tom, že v posledním sledovaném období 1990–2010 je v katastrální evidenci (tj. primárním použitým zdroji) s největší pravděpodobností rozsah extenzifikačních procesů v krajině podhodnocen – což je vhodné při interpretaci výsledků zohlednit. Jelikož se jednalo do značné míry o diskusní kapitolu, zde již diskuse jednotlivých datových zdrojů opakována nebude. Výjimkou bude několik poznámek k aktuálnosti dat a k dlouhodobé evropské databázi/modelu HILDA (Fuchs a kol. 2015a), jejíž data byla použita v kap. 5.2.

Vzhledem k desetiletým intervalům dat o využití krajiny/krajinném pokryvu databáze HILDA (1900–2010) a zhruba desetiletým intervalům sčítání lidu (1869–2011), která jsou hlavním zdrojem pro výpočet sociálněgeografické exponovanosti, se nabízelo použít při hodnocení vlivu exponovanosti na extenzifikační procesy využití krajiny právě tyto dva zdroje. Zásadní jsou pro dané hodnocení třídy trvalých travních porostů a lesních ploch. Je nutné upozornit, že HILDA využívá model, který nahrazuje chybějící data, neboť všechny údaje za rozsáhlé území EU nebyly k dispozici. Proto bylo nejprve provedeno srovnání s českými databázemi, aby se zjistilo, zda je možné data HILDA pro zamýšlený účel použít.

Při porovnání dat HILDA s katastrem (obr. 62) se ukázalo, že údaje o lesních plochách se prakticky shodují, ale bohužel se zcela liší vývoj v případě travních porostů. Zatímco podle katastru zastoupení travních porostů po většinu 20. století klesalo a k výraznému nárůstu došlo od 90. let (což potvrzují také data CORINE Land Cover z hlediska krajinného pokryvu), dle modelu HILDA je vývoj přesně opačný.

Významný nárůst podílu travních porostů podle modelu HILDA odpovídá spíše nárůstu ostatních ploch podle katastrálních dat. Je možné, že řada „ostatních ploch“ má skutečně z hlediska krajinného pokryvu charakter travních porostů (rozsáhlé části vojenských prostorů, pásy podél komunikací, městská zeleň apod.). Náhlý pokles mezi roky 1990 a 2000 je však zřejmě způsoben odlišnými zdrojovými daty použitými v modelu pro dané časové horizonty, což v důsledku popírá zásadní proces vývoje české krajiny v 90. letech. Vzhledem k tomuto podstatnému rozporu nakonec nebyla data HILDA pro hodnocení na úrovni Česka využita.

Obr. 62 – Srovnání dat katastru a HILDA, Česko 1900–2010



Zdroje: Kušková, Gingrich, Krausmann (2008), Sálusová (2018) – data ČÚZK; Fuchs a kol. (2015a) – HILDA

Ačkoliv se píše již rok 2019, hodnocení vývoje využití krajiny se zaměřením na ztráty orné půdy končí v této práci časovým horizontem 2010 (v kap. 6). Podstatným datovým zdrojem použitým pro tvorbu modelů sociálněgeografické exponovanosti jsou totiž sčítání lidu (z nichž poslední proběhlo roku 2011), zpracovaná následně do podoby historicky srovnatelné databáze/lexikonu (ČSÚ 2015). Časová řada tedy bude doplněna dalším sčítáním v roce 2021, přičemž pravděpodobně opět několik let potrvá, než budou zveřejněny výsledky v dalším vydání Historického lexikonu obcí. Až budou výsledky k dispozici, lze na tuto práci navázat.

Také data o využití krajiny na základě katastrální evidence nemá příliš velký smysl hodnotit v kratších než desetiletých obdobích. Dokonce ani rok 2000 obsažený v databázi LUCC Czechia nebyl z důvodu nevýrazných změn oproti roku 2010 použit; data k roku 2010 byla porovnáвана přímo s rokem 1990, kdy již jsou změny více vypovídající (podobně Bičík a kol. 2015). Během zpracovávání této disertační práce autor sice vyzkoušel rozšíření databáze o rok 2015, ale potvrdilo se, že změny jsou málo významné (z hlediska dlouhodobého vývoje) a že tedy bude vhodnější databázi případně rozšířit až roku 2020. Další část diskuse je zaměřena na modely sociálněgeografické exponovanosti, jejichž vytvoření bylo významnou součástí práce a zároveň nutností pro hodnocení vývoje vlivu kvantifikovatelných společenských podmínek na využití krajiny.

### *Modely sociálněgeografické exponovanosti*

Při konstrukci modelů muselo být přijato několik zjednodušujících předpokladů, aby tyto modely mohly být vůbec vytvořeny – všechny jsou popsány a zdůvodněny ve 4. kapitole. Velká část z nich je založena na předchozích pracích (zejména Hampl, Gardavský, Kühnl 1987; Kabrda 2004). Pokud možno bylo použito více variant modelových parametrů, u nichž byl následně porovnáván vztah s daty o využití krajiny tak, aby se ukázal vliv jednotlivých součástí (parametrů) modelu na výsledek. Toto místy možná zdlouhavé hodnocení mělo zajistit, aby výsledek nebyl zkreslen nevhodně zvolenou hodnotou některého z parametrů (kap. 6.1 a 6.3).

Do jaké míry se ale výsledné modely podobají hodnocení exponovanosti, které provedli Hampl, Gardavský, Kühnl (1987), založeném na sčítání lidu 1980 – a které bylo použito v dřívějších studiích zaměřených na využití krajiny (např. Štych 2007, Bičík a kol. 2010)? Pro zodpovězení této otázky byly porovnány různé varianty modelu k roku 1991, který je výše uvedenému hodnocení exponovanosti časově nejbližší.

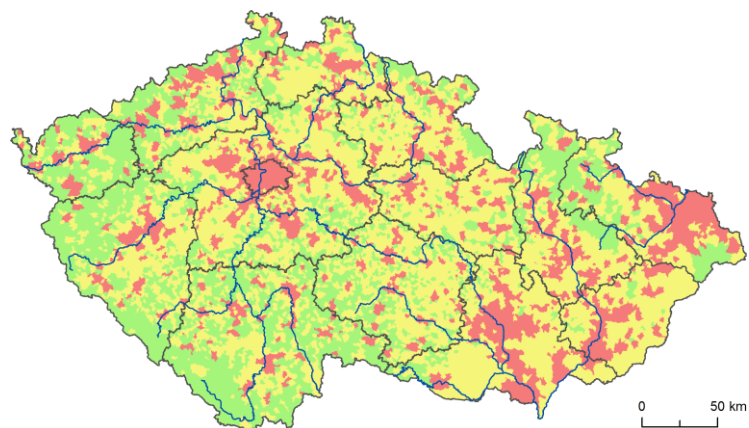
Použita je opět varianta exponovanosti (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987) zjednodušená do tří tříd a upravená podle hranic SÚJ. SÚJ je zařazena do té třídy exponovanosti, v níž leží většina jejího území. Výsledné hodnoty autorem vytvořených modelů byly překlasifikovány tak, aby celková rozloha SÚJ v jednotlivých třídách exponovanosti byla co nejpodobnější rozdělení podle Hampla, Gardavského, Kühnla (1987).

Jsou zobrazeny dvě varianty modelu exponovanosti často použité v této práci, které kombinují hustotu zalidnění (buď podle původních hodnot, nebo klasifikovanou) se sídelní a dopravní exponovaností v širším vymezení varianty „odmocnina“ (obr. 63). Doplněna je ještě varianta s hodnotami standardizovanými pomocí z-skórů, která ale nebyla v předchozích hodnoceních použita. Přestože zde, v datech k roku 1991, vykazuje největší shodu s modelem Hampla, Gardavského, Kühnla (1987), na počátku sledovaného období, v době celkově nižší diferenciací exponovanosti, vedla k přehnanému zdůraznění některých jejích složek (zejména silnic a mezoregionálních středisek).

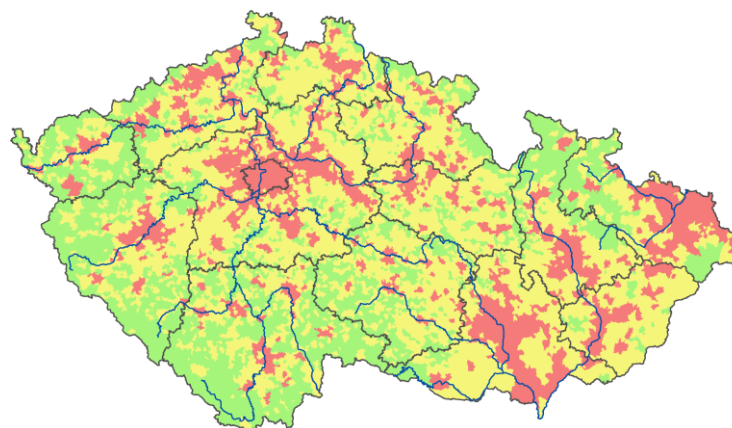
Největší rozdíly jsou způsobeny podstatně větší mírou spojitosti (omezením vlivu lokálních extrémů – jednotlivých středisek) hodnocení Hampla, Gardavského, Kühnla (1987), zatímco vymezení exponovanosti v této práci je založené na jednotlivých katastrálních územích (v posledním kroku přepočteném na SÚJ). Vzhledem k tomuto očividnému rozdílu nemá význam uvádět přesně kvantifikované rozdíly mezi jednotlivými vymezeními exponovanosti.

Obr. 63 – Srovnání modelů sociálněgeografické exponovanosti Česka k roku 1991 (obr. a–c) a 1980 (d)

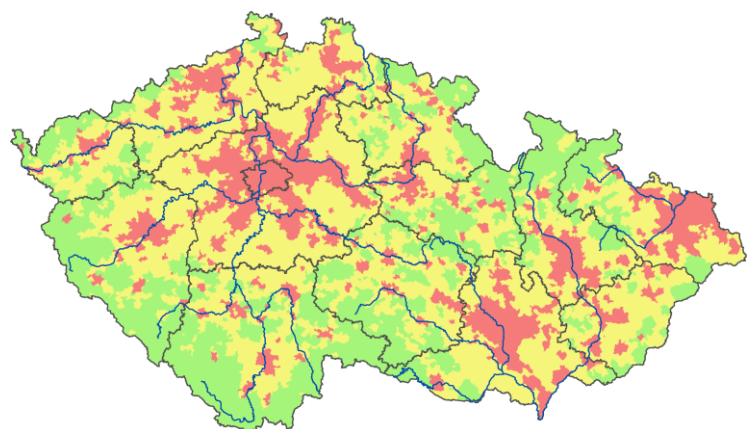
a) hustota zalidnění (hodnoty) a exponovanost (širší)



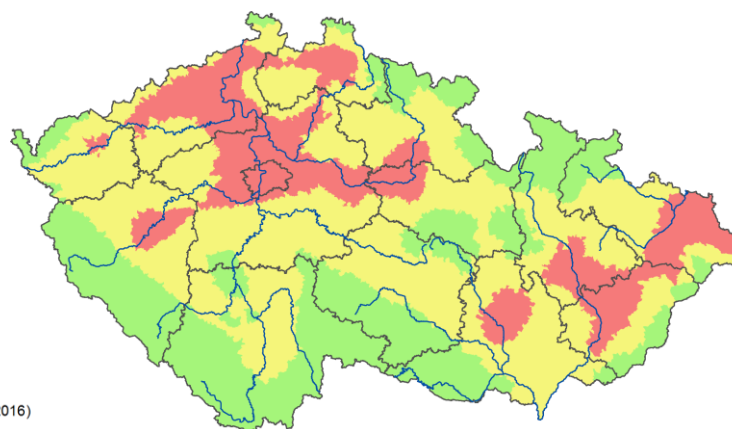
b) hustota zalidnění (třídy) a exponovanost (širší)



c) z-skóry hustoty zalidnění (hodnoty) a exponovanosti (širší)



d) Hampl, Gardavský, Kühnl (1987), upraveno



**Exponovanost**  
exponované  
neutrální  
periferní  
vodní tok  
krajská hranice (2016)

Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).

### *Hodnocení vlivu vybraných přírodních a společenských podmínek na využití krajiny*

Vytvořené modely sociálněgeografické exponovanosti a vybrané ukazatele přírodních podmínek byly použity k hodnocení vlivu těchto ukazatelů na extenzifikační procesy a celkovou intenzitu využití krajiny. Vzhledem k charakteru katastrálních dat mohlo být při dlouhodobém hodnocení sledováno pouze zatravňování a zalesňování. Jako souhrnný ukazatel intenzity využití krajiny je použit „koeficient ekologické významnosti“. Přes toto označení je nutné si uvědomit, že je tato práce založena především na hodnocení struktury tříd využití krajiny, tedy zastoupení (a jeho změn) jednotlivých tříd v daném území, přičemž nejmenší jednotkou tohoto hodnocení je SÚJ. Z charakteru použitých dat plyne, že nemůže být zachycena případná vnitřní proměna ekologické kvality těchto tříd (např. změna cenného lesa blízkého přírodnímu stavu ve smrkovou monokulturu), ani proměna krajinné mikrostruktury (vznik velkých souvislých bloků půdy, typických pro zemědělství průmyslového typu). Obě uvedené charakteristiky nepochybně hrají z hlediska stavu životního prostředí významnou roli, zde však nemohou být zohledněny.

Významná část práce je založena na kvantitativním hodnocení, přičemž statistické metody mají určitá omezení. Pro zmírnění jejich dopadů bylo při hodnoceních používáno více proměnných s odlišným charakterem, aby se ukázalo, které vztahy přetrvávají a které jsou závislé na charakteru proměnných. Dále byla kromě vícenásobné lineární regrese použita geograficky vážená regrese, která zohledňuje fakt, že v případě geografických dat nejde o nezávislá pozorování (existuje prostorová autokorelace). Různě silné vztahy jsou také mezi jednotlivými „vysvětlujícími“ proměnnými, proto byly vyhodnoceny a zohledněny při interpretaci výsledků. Hodnocení byla provedena s takovými kombinacemi ukazatelů, aby nedošlo k překročení kritických hodnot značících multikolinearitu.

Dále je vhodné zdůraznit, že se provedená kvantitativní hodnocení týkají tzv. bezprostředních faktorů (dle víceúrovňového explanačního schématu, Mather 2002), které je sice možné kvantifikovat, ale zásadnější význam pro změny v krajině mají přechodné a zejména základní faktory. Uvedené vychází z obecnějšího tvrzení Sayera (1992), že opravdové poznání vyžaduje hlubší porozumění struktuře a vlastnostem entity, které umožňují její změnu, než umožňuje jazyk matematiky. Proto byly při interpretacích výsledků využívány poznatky z dřívějších prací, které se právě na tyto typy faktorů zaměřovaly. S tím je spojen ještě jeden typ obecnější kritiky modelování, který upozorňuje na to, že modely obsahují pouze ukazatele, jež je možno kvantifikovat a získat za ně potřebná data. To se odráží v relativně nižší míře vysvětlené variability u některých ukazatelů využití krajiny – zejména v případě zastoupení trvalých travních porostů, které navíc nemají lineární vztah k hodnoceným podmínkám (což se ukázalo na příkladu Libereckého kraje, Janoušek 2018). Cílem autora však nebylo (ani nemohlo být) „vysvětlit“ veškerou variabilitu ukazatelů využití krajiny. Zajímavé nejsou ani tak samotné hodnoty koeficientů determinace (ani regresních koeficientů), jako spíše jejich vývoj v celém sledovaném období – jak u přírodních podmínek, tak u přírodních i společenských dohromady a zejména změny jejich vzájemného poměru. Také dalších

přístupů (např. postmoderních) kritizujících využití modelování a obecně kvantitativních metod v geografii si je autor vědom.

Konečně vzhledem k tomu, že klasické teorie vysvětlující intenzitu využití zemědělské půdy (Thünenova teorie intenzity, Marxova teorie diferenciální renty) diskutované a použité i v této práci předpokládají racionální jednání aktérů, lze na ně uplatnit i příslušnou kritiku. V souvislosti s výzkumy zaměřenými na téma udržitelného rozvoje/života se na kritiku přetrvávajících předpokladů vycházejících z modelu racionálně se rozhodujícího aktéra (*homo economicus*) zaměřili, mimo jiné, Levine, Chan, Satterfield (2015).

Tato disertační práce hodnotí extenzifikační procesy (v kontextu ztrát zemědělské a orné půdy) především na úrovni celého Česka, vhodně ji proto doplňují již publikované studie, na kterých se autor podílel. Zde bude stručně uvedeno, jakým způsobem se k hlavnímu tématu práce vztahují. Masivní zatravnování (a v menší míře i zalesňování) v periferní oblasti s málo příznivými podmínkami pro zemědělství je zachyceno na příkladu lokalit Abertamy, Hřebečná mezi lety 1842 a 2007 (Jeleček a kol. 2012). Naopak ztrátám půdy kvůli značnému rozšiřování zástavby, ke kterému dochází především v suburbánních oblastech, se věnovalo hodnocení zájmového území Rudné u Prahy (Štych a kol. 2012). Při vytváření vlastních modelů vývoje sociálněgeografické exponovanosti se hodily zkušenosti získané při zpracovávání historických hranic správních regionů v Česku 1920–2012 (Burda, Janoušek, Chromý 2014) a při práci na knize o dlouhodobém vývoji využití krajiny, především na kapitole o vlivu socioekonomických podmínek na tento vývoj (Bičík a kol. 2015).

Další práce se již zaměřují na období po roce 1989. Širší kontext změn využití krajiny v Česku během transformačního období, kterému dominovalo zatravnování orné půdy, zpracovali Bičík, Janoušek, Kabrda (2015). Podrobné vyhodnocení podstatných rozdílů mezi daty katastrální evidence a registru půdy LPIS bylo provedeno na příkladu Libereckého kraje (Janoušek 2018). Potenciálním budoucím ztrátám zemědělské půdy z důvodu velmi rozsáhlého vymezení zastavitelných ploch se na příkladu Královéhradeckého kraje věnovali Janoušek, Papaj, Brázda (2019). Tyto potenciální ztráty půdy souvisejí s rozšiřováním zástavby, jimž je v disertační práci věnována pouze okrajová pozornost. Ale i z hlediska extenzifikačních procesů v krajině lze najít souvislost, neboť jeden z výsledků ukázal, že největší rozdíly v rozsahu orné půdy evidované v katastru a LPIS se nacházejí uvnitř sídel a v jejich nejbližším okolí. Je tato půda nevyužívána v souladu s teorií rozšiřování měst (Sinclair 1967, viz kap. 2.2; srov. Gráďinaru a kol. 2015), nebo má její absence v LPIS jiné příčiny? Zodpovězení této otázky by již vyžadovalo podrobnější případovou studii a je tedy námětem pro další výzkum.



## 8. Závěr

Unikátní datová základna o využití krajiny, databáze LUCC Czechia, umožnila zhodnotit extenzifikační procesy zatravnňování a zalesňování, včetně vývoje celkové intenzity využití krajiny (pomocí koeficientu ekologické významnosti), v období dlouhém přes 160 let na detailní úrovni 8826 SÚJ. Dlouhodobý vývoj v Česku byl s využitím dalších zdrojů dat zasazen do evropského kontextu. Vzhledem k tomu, že zvyšování rozlohy trvalých travních porostů a lesních ploch probíhá v zásadě na úkor zemědělské a orné půdy, byl uveden rovněž kontext ztrát této půdy. Stejně jako v Evropě (Fuchs a kol. 2015a), také v Česku došlo k významnému nárůstu rozlohy lesů (viz Mather 2002). Pozornost byla dále věnována zastavení poklesu zastoupení trvalých travních porostů během 80. let a jeho nárůstu od 90. let 20. století. Další statistická data (zejména Sálusová 2018) byla využita ke zhodnocení vývoje intenzity zemědělství – neboť se jedná o sektor, který využívá většinu rozlohy Česka (obr. 13) – a souvislostí s celkovou intenzitou využití krajiny.

Byla zjištěna zajímavá shoda tří obrátů ukazatelů intenzity zemědělského využití krajiny v 80. letech 20. století: (1) Víceméně kontinuální pokles rozlohy trvalých travních porostů v Česku se zastavil roku 1985, kdy bylo dosaženo minima (823 tis. ha), poté došlo k otočení trendu a jejich rozloha téměř kontinuálně roste (obr. 15).

(2) Dále došlo k obratu u spotřeby minerálních hnojiv, důležitého ukazatele zemědělství průmyslového typu. Nejvyšší hodnoty bylo dosaženo v hospodářském roce 1985/86 (272,6 kg čistých živin na 1 ha zemědělské půdy), ale hned v dalších letech druhé poloviny 80. let následoval poměrně významný pokles zhruba o 40 kg/ha (obr. 12).

(3) Také na evropské úrovni dochází v 80. letech k výraznému zpomalení úbytku trvalých travních porostů a k nárůstu jejich podílu od 90. let (podle dat HILDA, obr. 7).

Podstatným přínosem práce je vytvoření vlastních modelů sociálněgeografické exponovanosti Česka na úrovni katastrálních území k časovým horizontům databáze LUCC Czechia: 1845, 1896, 1948, 1990 a 2010. K roku 1948 byly vytvořeny dva modely exponovanosti založené na sčítáních lidu 1930 a 1950. Jejich hlavními složkami jsou mikroregionální a mezoregionální sídelní exponovanost (poloha vůči střediskům osídlení příslušné úrovně), dopravní exponovanost (poloha vůči významným silnicím a železnicím) a hustota zalidnění.

Hlavní předností detailních, prostorově explicitních modelů exponovanosti je, že zachycují vývoj exponovanosti v celém hodnoceném období. Na rozdíl od předchozích prací (Bičík a kol. 2010, Kabrda 2004, Štych 2007) tak není využití vymezení exponovanosti pouze na základě dat sčítání lidu 1980 vytvořené Hampl, Gardavským, Kühnlem (1987). Mimo jiné se ukázalo, že urbanizační procesy vedou k postupnému zesilování vztahu hustoty zalidnění se sídelní a dopravní exponovaností (tab. 9). Celý systém osídlení se stává provázanějším, což odpovídá přechodu prostorové organizace společnosti do „organického“ (post-industriálního) systému (Hampl, Gardavský, Kühnl 1987).

Na druhou stranu se jedná o model, jenž jistě není dokonalý. Při jeho tvorbě muselo být přijato několik zjednodušujících předpokladů (kap. 4). Zahrnutý v něm mohou být pouze kvantifikovatelné ukazatele, pro něž jsou k dispozici potřebná data za poměrně dlouhé časové období. Vývoj územní exponovanosti, zejména srovnání počátku a konce sledovaného období 1845/69–2011 (obr. 5), jasně ukázal jak místa, jejichž exponovanost se zvyšovala, tak naopak místa snižování exponovanosti, což je typické pro periferní regiony. Mapy lze použít k identifikaci mnoha „vnějších“ i „vnitřních“ periferií a doplnit poznatky nejen geografických výzkumů periferních oblastí (např. Havlíček a kol. 2005; Musil, Müller 2008) a případně je využít jako podklad při plánování regionálního rozvoje těchto území.

Jak již bylo předesláno výše, díky vytvořeným modelům sociálněgeografické exponovanosti mohl být vyhodnocen vliv jak přírodních (nadmořská výška, sklonitost, bodová výnosnost; což již bylo důkladně provedeno v předchozích pracích) tak i kvantifikovaných společenských podmínek (hustota zalidnění, sídelní a dopravní exponovanost) na využití krajiny v celém sledovaném období. Je vhodné opět připomenout, že byly v práci hodnoceny tzv. bezprostřední faktory (podle víceúrovňového explanačního schématu, Mather 2002) jak přírodní, tak společenské. Další zásadní politické, ekonomické, institucionální, kulturní hybné síly (tzv. přechodné a základní faktory) a jejich vliv na využití krajiny již byly hodnoceny v předchozích pracích (Bičík, Jeleček, Štěpánek 2001 a řada dalších); jejich poznatky byly používány při interpretaci. Omezením při práci s těmito faktory je obtížnost kvantifikace a přesné lokalizace, a tedy srovnatelnosti s daty využití krajiny a také s fyzickogeografickými faktory na lokální či mikroregionální úrovni.

Výsledky korelací ukázaly postupné zesilování vztahu sídelní a dopravní exponovanosti s celkovou intenzitou využití krajiny (koeficientem ekologické významnosti; obr. 30). Ovšem v případě hustoty zalidnění (klasifikovaných hodnot, jejichž použití je pro daný typ hodnocení vhodnější) se vztah s KEV zesiloval pouze do poloviny 20. století, poté se výrazně oslabil (i přes dílčí nárůst v posledním období 1990–2010; obr. 32). Bylo to patrně způsobeno rozvojem silniční dopravy (obr. 29), jejím dalším zlevňováním a zjednodušováním, pokračujícími urbanizačními procesy a změnami sektorové struktury ekonomiky, přeměnou zemědělství v průmyslový typ a dalšími procesy, které v důsledku vedly k výraznému oslabení lokálních vazeb během 2. poloviny 20. století (srov. Krausmann a kol. 2003).

Korelace jednotlivých přírodních a společenských charakteristik s ukazateli využití krajiny ale nemohou postihnout vzájemné vazby mezi „vysvětlujícími“ charakteristikami. Proto byla dále použita vícenásobná lineární regrese, pomocí standardizovaných regresních koeficientů je totiž možné vzájemně porovnat sílu vlivu jednotlivých charakteristik. V úvahu přitom musí být brána jistá (nikoliv však kritická) úroveň multikolinearity, která mezi ukazateli je. Potvrdilo se výše vysvětlené podstatné oslabení vlivu hustoty zalidnění (tedy v zásadě lokální exponovanosti) na intenzitu využití krajiny ve 2. polovině 20. století. Celkově však má hustota zalidnění na většinu

sledovaných ukazatelů využití krajiny silnější vliv než sídelní a dopravní exponovanost (tab. 14, přílohy 21, 22). Výjimkou je například zastoupení trvalých travních porostů od roku 1990, jejichž nárůst se koncentroval do periferních regionů (tab. 13). Zesilování vztahu sídelní a dopravní exponovanosti s intenzitou využití krajiny (obr. 30) je tedy ovlivněno vztahy této exponovanosti s ostatními charakteristikami (viz též utváření „organického“ systému prostorové organizace společnosti zmíněné výše).

Přestože je samostatný vliv exponovanosti v těchto hodnoceních značně slabý, lze v jeho vývoji pozorovat trendy odpovídající teorii diferenciální renty a Thünenově teorii intenzity. Mezi polovinou 19. a polovinou 20. století došlo díky zvýšenému významu polohy vůči trhům zejména vlivem zvýšení intenzity zemědělství a otevírání lokálních vazeb (umožněné mimo jiné výstavbou rozsáhlé železniční sítě) ke zvýšení významu sídelní a dopravní exponovanosti (tab. 14, přílohy 21, 22). Během 19. století také tyto teorie vysvětlující daný vývoj vznikly. V době vlády komunistického režimu a socialistické ekonomiky se vliv sídelní a dopravní exponovanosti na využití krajiny prakticky vytratil. V případě zemědělství to jistě bylo ovlivněno dotační politikou, která formou diferenciálních příplatků podporovala obdělávání půdy v oblastech s horšími podmínkami. K jistému zvýšení vlivu exponovanosti došlo opět v období 1990–2010 (alespoň v případě zastoupení orné půdy a lesních ploch). Také Bičík, Jančák (2005) uvádějí zvýšení významu diferenciální renty I (která však zahrnuje i úrodnost půdy) během tohoto období. Síla vlivu přírodních podmínek, která již byla podrobně hodnocena v předchozích pracích, většinou během sledovaného období rostla, v řadě případů velmi výrazně.

Celkové hodnocení pomocí koeficientu determinace ukázalo postupné významné zvyšování vysvětleného podílu variability ukazatelů využití krajiny pomocí kvantifikovaných přírodních a společenských podmínek (obr. 55 až 59)<sup>33</sup>. Tento nárůst byl způsoben především zvýšením vlivu přírodních podmínek v období 1948–1990. Příčinou byla přeměna zemědělství na průmyslový velkovýrobní typ, který je závislý na těžké mechanizaci, jejíž použití je výrazně omezeno sklonitostí půdy. Dále došlo k definitivnímu otevření lokálních vazeb a zvýšila se tak řádovostní úroveň využívání krajiny. Místo relativní příznivosti podmínek na lokální a regionální úrovni začal hrát podstatnější roli příznivost těchto podmínek na úrovni státní a následně i vyšší, vzhledem k zapojení do společného evropského trhu a globalizačním tlakům. Výsledkem tak je zdůraznění rozdílů (až dichotomie) mezi úrodnými nížinami a méně příznivými oblastmi.

Dalším podstatným zjištěním je postupný pokles podílu vysvětlené variability, který přidávají do modelu zahrnuté kvantifikované společenské podmínky, což se rovněž projevilo u všech sledovaných ukazatelů (intenzity) využití krajiny. Určitý vliv těchto podmínek zůstal zachován u v čase velmi stabilní třídy, jako jsou lesní plochy (obr. 58),

---

<sup>33</sup> Výjimku z tohoto trendu představuje mírný pokles vysvětlené variability u zastoupení trvalých travních porostů v období 1948–1990 (obr. 56 a 57). Tato třída má celkově nejnižší podíl vysvětlené variability lineárními regresními modely, což je nejspíše způsobeno nelinearitou jejího zastoupení vzhledem k přírodním podmínkám (srov. Janoušek 2018).

naopak u orné půdy a trvalých travních porostů téměř vymizel. Uvedený pokles relativního významu společenských „vysvětlujících“ proměnných ve srovnání s přírodními jistě neznamená snižování tlaku lidské společnosti na přírodní prostředí. Jedná se však o snížení vlivu těchto vybraných kvantifikovatelných faktorů na územní vzorec využití krajiny.

Společnost tak čím dál efektivněji využívá přírodních předpokladů (díky novým technologiím a tržní konkurenci – tedy „přechodným“ společenským hybným silám; Mather 2002), což se projevuje zvyšováním vysvětlené variability pomocí vícenásobné lineární regrese i geograficky vážené regrese (obr. 60). Území s výbornými podmínkami (z hlediska celého státu a vyšších úrovní) jsou využívána s rostoucí intenzitou, zatímco méně vhodné lokality jsou opouštěny – což bylo umožněno právě oslabením lokálních vazeb a dalšími uvedenými procesy. Prohlubování regionální diferenciace či polarizace charakteru využití krajiny není procesem charakteristickým pouze v Česku, ale jedná se o hlavní typ krajinné změny probíhající obecně ve vyspělých zemích (Kabrda 2008). I samotný systém osídlení (jeho územní vzorec) se v průběhu sledovaného období více přiblížil přírodním podmínkám. Z relativně rovnoměrného osídlení se stal vysoce hierarchizovaný systém, v němž jsou hlavní koncentrační areály soustředěny spíše v úrodných oblastech s nižší sklonitostí a nadmořskou výškou (tab. 8).

Naopak v oblastech s horšími přírodními předpoklady pro zemědělství a v periferních polohách dochází k extenzifikaci využití, která s sebou nese postupný zánik tradiční kulturní krajiny (Lieskovský a kol. 2015). Do krajiny opouštěné lidmi se pomalu vracejí velké šelmy a další, méně nápadné druhy (viz Pereira, Navarro 2015). Vedle toho je zajímavým fenoménem určitých typů opuštěných míst v postindustriální krajině vznik tzv. nové divočiny (Lipský 2010). Protichůdně k převládajícím tlakům na polarizaci využití krajiny, specializaci a segregaci funkcí v krajině působí např. rozvoj ekologického zemědělství – viz obr. 21 a související debaty *land sparing versus land sharing* a multifunkčního zemědělství/ krajiny. Počátky těchto trendů lze u nás sledovat od 90. let 20. století, tedy v poslední části celého hodnoceného období.

Období po roce 1989 byla v této práci věnována zvýšená pozornost zejména kvůli podezření (Bičík a kol 2010; MZe 2000, 2003), že hlavní zdroj dat, katastrální evidence, v něm do určité míry ztrácel vypovídací schopnost, co se týče druhů pozemků – zejména po roce 2000. Pro toto období již jsou k dispozici další datové zdroje o zemědělském využití krajiny (LPIS, Agrocenzy a strukturální šetření), takže mohlo být provedeno jejich srovnání. Rozdíly mezi zdroji se pohybovaly ve výši 500–600 tis. ha zemědělské půdy. Zhruba polovinu<sup>34</sup> z tohoto rozdílu lze vysvětlit tím, že v LPIS a Agrocenezích jsou evidovány pouze zemědělské subjekty hospodařící alespoň na 1 hektaru půdy (u většiny Agrocenzů jsou prahové hodnoty ještě vyšší). Katastr eviduje půdu využívanou i „nezemědělci“ (tzv. hobby aktivity), případně zemědělci, kteří o dotace z různých důvodů nežadají (alespoň na části obhospodařované půdy; viz MZe

---

<sup>34</sup> Roku 2002, odkdy také ČSÚ v rámci zemědělských statistik eviduje pouze zemědělské subjekty splňující stanovené prahové hodnoty, došlo k úbytku výměry osevních ploch oproti předchozímu roku o 277 tis. ha (Sálusová 2018).

2009). Dalších až cca 230 tis. ha tvořila dlouhodobě nevyužívaná zemědělská půda (MZe 2000, 2003; bez orné půdy ležící ladem, která je dle ČSÚ řazena k využívané půdě). Tyto dvě příčiny tedy mohou společně vysvětlit většinu výše uvedeného rozdílu. Dále existuje ještě množství orné půdy přeměněné v trvalé travní porosty, u něhož nebyla změna katastrálnímu úřadu ohlášena. Pro konkrétní pozemek může platit více uvedených vysvětlení zároveň. Podrobné hodnocení rozdílů mezi daty katastru a LPIS bylo provedeno na příkladu Libereckého kraje (Janoušek 2018). Ukázalo zvyšování relativních rozdílů mezi evidencemi se zhoršujícími se přírodními podmínkami, což je zjištění podporující vysvětlení rozdílů mezi daty na základě opouštění méně kvalitní půdy (z ekonomických důvodů).

Pro srovnání byla využita také data krajinného pokryvu (CORINE Land Cover), která potvrdila, že nárůst travních porostů zachycený katastrální evidencí je s největší pravděpodobností významně podhodnocený oproti skutečnému vývoji v krajině. Zatímco podle CORINE Land Cover v období 1990–2012 přibylo 333 tis. ha travních porostů, podle dat katastru to bylo pouze 159 tis. ha trvalých travních porostů, tedy zhruba polovina (obr. 25). Vzhledem k tomu, že se jedná o data krajinného pokryvu, neznamená to, že veškerý přírůstek travních porostů u CORINE Land Cover představují zemědělsky využívané louky a pastviny. Část zřejmě tvoří nevyužívaná zemědělská půda, která spontánně zarůstá travinami a později i dřevinami (a jejíž rozsah téměř není statisticky evidován). Menší část rozdílu mohou vysvětlit také dočasné travní porosty na orné půdě, kterých bylo roku 2013 cca 35 tis. ha (ČSÚ 2014).

Jelikož katastr představuje důležitý zdroj dat o využití krajiny, který zahrnuje celé státní území (nikoliv pouze zemědělskou půdu subjektů žádajících o dotace, jako je tomu u registru půdy LPIS), je žádoucí, aby byla vyvinuta větší snaha o soulad v něm evidovaných druhů pozemků se skutečností. Pouze na základě aktuálních a přesných dat je možné hodnotit celkový rozsah úbytku/ztráty zemědělské půdy a přijímat adekvátní opatření.

Výše uvedený závěr o postupném snížení vlivu kvantifikovaných (bezprostředních) společenských podmínek na regionální diferenciaci tříd využití krajiny nic nemění na tom, že lidé ovlivňují životní prostředí stále více, a to v globálním měřítku. S označením uvažovaného nového geologického období, antropocénu, se lze setkat stále častěji. Blíží se také podání oficiálního návrhu Mezinárodní stratigrafické komisi (Subramanian 2019). Krajina byla vždy do určité míry arénou různých střetávajících se zájmů/požadavků na její využití (srov. Buttner 2013). Někdy se střetávají sice různé, ale obdobně legitimní potřeby (ať již soukromé či veřejné), v řadě případů však dochází k prosazování parciálních požadavků vlivných zájmových skupin na úkor zájmu veřejného. V kontextu současného využívání české krajiny se jedná o dlouholeté neúspěšné snahy o prosazení účinné legislativní ochrany půdy před erozí, přetrvávající podporu biopaliv první generace apod.; v obecnější rovině jde například o problém dobývání renty (Krueger 1974, Stiglitz 2012).

Z hlediska diskutovaného vztahu společnosti k přírodě (kap. 2.1) tak hraje vztah k půdě prvořadou roli. Potvrzuje to hned několik důležitých vědeckých zpráv z poslední doby. Podle aktuální zprávy Mezivládního panelu OSN pro biodiverzitu a ekosystémové služby (IPBES 2019) hrozí vyhynutí milionu druhů živočichů a rostlin. Jako nejvýznamnější z pěti hlavních hybatelů poškozování přírody jmenuje změny ve využívání země – především zemědělství a odlesňování – a moří. Rumpel a kol. (2018) uvádějí, že je na Zemi 10 až 60 milionů km<sup>2</sup> půd degradovaných (až 40 %). Pokud by došlo k obnově této půdy, mohla by napomoci k pohlcení 9–19 % celosvětových emisí CO<sub>2</sub> (po dobu 25 až 50 let; Rumpel a kol. 2018). Zpráva UN Environment (2019) vyhodnotila 29 % půdy jako území zvýšené degradace (*hot spots*). Vznikají však také iniciativy a strategie snažící se o zlepšení uvedeného nepříznivého stavu (Schmidt-Traub, Obersteiner, Mosnier 2019 a řada dalších).

V úvodu bylo zmíněno, že se o krajině někdy hovoří jako o *zrcadle* či *palimpsestu*, z něhož lze vyčíst proměňující se vztah společnosti k přírodě. Otázkou je, do jaké míry mohou zpracovaná data a výsledky této práce přispět k lepšímu poznání charakteru tohoto vztahu. Proměna předprůmyslové „zemědělské společnosti“ ve „společnost průmyslovou“, včetně odpovídajících změn ve struktuře využívání krajiny, na nich může být ukázána velmi dobře, což je patrné také z výše uvedených závěrů. Dokáží však tato data vypovědět již něco také o proměně, která v literatuře nese různá označení jako fáze kooperace (Hampl 1998), revoluce trvalé udržitelnosti (vedoucí k civilizaci včleněné dobrovolně do přírody; Löw, Míchal 2003), případně režim environmentálního povědomí (či zájmu o životní prostředí; Jepsen a kol. 2015)?

Určitý zárodek těchto změn lze pozorovat v průběhu 80. let, kdy došlo k výše uvedené zajímavé shodě tří obrátů ukazatelů intenzity zemědělského využití krajiny. Po roce 1989 je však možné na datech o využití krajiny sledovat zejména obnovu kapitalistických principů fungování ekonomiky (včetně zemědělství), ale i další změny. Došlo k výraznému omezení používání umělých hnojiv (zejména však z ekonomických příčin), postupně došlo k zákazu některých nebezpečných chemických přípravků (a podobných jevů souvisejících s udržitelným rozvojem/životem existuje více). Dále je možné pozorovat nárůst výměry půdy v režimu ekologického zemědělství. Postupem času je věnována větší pozornost erozi půdy a zemědělskému suchu. Také Společná zemědělská politika EU prošla počátkem 90. let výrazným obrátem od vysoké podpory zemědělské produkce k rozvoji venkova a agroenvironmentálním opatřením. Jedná se ale stále jen o počátky změn, které nás čekají v budoucnu.

Na úplný závěr autor připojuje tři delší vybrané citace, které podle jeho názoru naznačují žádoucí „scénář“ budoucího vývoje jak vztahu lidí k životnímu prostředí, tak vztahů lidí mezi sebou. Jak bylo zmíněno v kapitole 2.3, nejhlubší a v důsledku největší význam pro změny využívání krajiny mají tzv. základní faktory (Mather 2002), mezi něž patří víra, morálka, etika a zájem o životní prostředí. První a třetí citace pocházejí z encykliky papeže Františka, *Laudato si'* (o péči o společný domov), podložené aktuálními vědeckými poznatky. Druhou citaci zařadila Anne Buttimer na závěr své plenární přednášky *„Diverse perspectives on society and environment: retrospect and prospect“* v rámci sjezdu Mezinárodní geografické unie v Kolíně nad Rýnem roku 2012.

*„Životní prostředí je jedním ze statků, které tržní mechanismy nejsou s to odpovídajícím způsobem chránit nebo rozvíjet.<sup>35</sup> Ještě jednou, je třeba vyvarovat se magického pojetí trhu, které má sklon domnívat se, že problémy se vyřeší pouze zvýšením zisku podniků nebo jednotlivců. Je realistické očekávat, že ten, kdo je posedlý maximalizací zisku, se zastaví, aby uvažoval o environmentálních dopadech, které zanechá dalším generacím? (papež František 2015, s. 118)“*

*Prince Pitirim Kropotkin: “Geography... must teach us from our earliest childhood, we are all brethren, whatever our nationality... It must show us that each nationality brings its own precious building stone for the general development of the commonwealth, and that only small parts of each nation are interested in maintaining national hatreds and jealousies. (cit. v Buttimer 2013, s. 340)“*

*„Naléhavě vyzývám k obnovení dialogu o způsobu, jímž pojmáme budoucnost planety. Je třeba, abychom se do jednání zapojili všichni, vždyť krize životního prostředí a její lidské kořeny se týkají a dotýkají nás všech. Světové ekologické hnutí již ušlo dlouhou a bohatou cestu a dalo vzniknout početným občanským sdružením, která přispěla k obecnému povědomí. Mnohé snahy nalézt konkrétní řešení krize životního prostředí bohužel často narážejí nejenom na odpor mocných, ale také na nezájem ostatních. Postoje, které i mezi věřícími kladou překážky na cestách k těmto řešením, sahají od popírání problému až ke lhostejnosti, pohodlné rezignaci anebo slepé důvěře v řešení technická. Potřebujeme novou všeobecnou solidaritu. Jak řekli biskupové Jihoafrické republiky, „k nápravě škod způsobených lidmi na Božím stvoření je nezbytný talent a zapojení všech“.<sup>36</sup> Všichni můžeme spolupracovat jako nástroje Boží v péči o stvoření, každý podle vlastní kultury a zkušenosti, vlastní iniciativy a schopností. (papež František 2015, s. 13)“*

---

<sup>35</sup> Papežská rada pro spravedlnost a mír (2008)

<sup>36</sup> Konference katolických biskupů jižní Afriky (5. září 1999)

## Použitá literatura a zdroje

ALCANTARA, C., KUEMMERLE, T., BAUMANN, M., BRAGINA, E., GRIFFITHS, P., HOSTERT, P., RADELOFF, V. (2013): Mapping the extent of abandoned farmland in Central and Eastern Europe using MODIS time series satellite data. *Environmental Research Letters*, 8, 3, 1–9.

ANDĚL, J., BIČÍK, I., DOSTÁL, P., LIPSKÝ, Z., SHAHNESHIN, S. G., eds. (2010): *Landscape modelling: geographical space, transformation and future scenarios*. Springer, Dordrecht.

ASPINALL, R. J. (2008): Basic and applied land use science. In: Aspinall, R. J., Hill, M. J. (eds.): *Land use change: science, policy and management*. CRC Press, Boca Raton, 3–15.

AUERHAN, J. (1934): Vliv železnice na hustotu a na vzrůst obyvatelstva okresních měst a ostatních obcí v Čechách v letech 1869–1930. *Statistický obzor*, 15, 186–191.

BIČÍK I., KUPKOVÁ, L. (2002): Long-term and transformational land use changes in Czechia. In: Himiyama, Y. a kol. (eds.): *Land Use/Cover Changes in Selected Regions in the World – Volume II*. IGU Commission on LUCC, Asahikawa, 13–25.

BIČÍK, I. (1995): Analýza dat o využití půdy k hodnocení dlouhodobých změn krajiny. *Geografia Slovaca*, 10, 25–29.

BIČÍK, I. a kol. (2010). *Vývoj využití ploch v Česku*. Česká geografická společnost, Praha.

BIČÍK, I., HIMIYAMA, Y., FERANEC, J., ŠTYCH, P., eds. (2012): *Land use/cover changes in selected regions in the world – Volume VII*. IGU-LUCC, Asahikawa.

BIČÍK, I., JANČÁK, V. (2005): *Transformační procesy v českém zemědělství po roce 1990*. KSGRR PřF UK, Praha.

BIČÍK, I., JANOUŠEK, Z., KABRDA, J. (2015): Czechia: Changes in landscape use in the transformation period. *Romanian Journal of Geography*, 59, 3–17.

BIČÍK, I., JELEČEK, L. (2009): Land use and landscape changes in Czechia during the period of transition 1990–2007. *Geografie*, 114, 4, 263–281.

BIČÍK, I., JELEČEK, L., ŠTĚPÁNEK, V. (2001): Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19<sup>th</sup> and 20<sup>th</sup> centuries. *Land Use Policy*, 18, 1, 65–75.

BIČÍK, I., KUPKOVÁ, L., JELEČEK, L., KABRDA, J., ŠTYCH, P., JANOUŠEK, Z., WINKLEROVÁ, J. (2015): *Land use changes in the Czech Republic 1845–2010: Socio-economic driving forces*. Springer, Cham.

BRANDT, J., PRIMDAHL, J., REENBERG, A. (1999): Rural land-use and dynamic forces – analysis of “driving forces” in space and time. In: Krönert, R., Baudry, J.,



- Bowler, I. R., Reenberg, A. (eds.): Land-Use Changes and their Environmental Impact in Rural Areas in Europe. UNESCO, 81–102.
- BRIASSOULIS, H. (2000): Analysis of Land Use Change: Theoretical and Modeling Approaches. <http://www.rri.wvu.edu/WebBook/Briassoulis/contents.htm> (12. 2. 2014).
- BURDA, T., JANOUŠEK, Z., CHROMÝ, P. (2014): Historické hranice v prostředí GIS: správní regiony v Česku 1920–2012. *Historická geografie*, 40, 41–72.
- BÜRGI, M., HERSPERGER, A. M., SCHNEEBERGER, N. (2004): Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology*, 19, 857–868.
- BUTTNER, A. (2013): Diverse Perspectives on Society and Environment – Plenary Lecture at the 32<sup>th</sup> International Geographical Congress. *Progress in Geography*, 32, 3, 332–340.
- CASTREE, N., DEMERITT, D., LIVERMAN, D., RHOADS, B., eds. (2009): A companion to environmental geography. John Wiley and Sons, Chichester.
- CILLIERS, P. (1998): Complexity and postmodernism. Routledge, New York.
- DOSTÁL, P., LANGHAMMER, J., eds. (2007): Modelling natural environment and society: geographical systems and risk processes. P3K, Praha.
- ESTEL, S., KUEMMERLE, T., ALCÁNTARA, C., LEVERS, C., PRISHCHEPOV, A., HOSTERT, P. (2015): Mapping farmland abandonment and recultivation across Europe using MODIS NDVI time series. *Remote Sensing of Environment*, 163, 312–325.
- FERANEC, J., JAFFRAIN, G., SOUKUP, T., HAZEU, G. (2010): Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. *Applied Geography*, 30, 19–35.
- FERANEC, J., SOUKUP, T., TAFF, G. N., ŠTYCH, P., BIČÍK, I. (2017): Overview of Changes in Land Use and Land Cover in Eastern Europe. In: Gutman, G., Radeloff, V. (eds.): Land-Cover and Land-Use Changes in Eastern Europe after the Collapse of the Soviet Union in 1991. Springer International Publishing Switzerland, 13–33.
- FERANEC, J., ŠŮRI, M., OŤAHEL, J., CEBECAUER, T., KOLÁŘ, J., SOUKUP, T., ..., NITICA, C. (2000): Inventory of major landscape changes in the Czech Republic, Hungary, Romania and Slovak Republic 1970s–1990s. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2, 2, 129–139.
- FISCHER-KOWALSKI, M., HABERL, H. (2007): Socioecological Transitions and Global Change: Trajectories of Social Metabolism and Land Use. Edward Elgar; Cheltenham (UK), Northampton (USA).
- FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1993): *Krajinná ekologie*. Academia, Praha.
- FOTHERINGHAM, A. S., BRUNSDON, C., CHARLTON, M. (2002): Geographically weighted regression – the analysis of spatially varying relationships. John Wiley & Sons, London.

- FUCHS, R., HEROLD, M., VERBURG, P. H., CLEVERS, J. G. P. W. (2013): A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analysing historic land changes in Europe. *Biogeosciences*, 10, 3, 1543–1559.
- FUCHS, R., HEROLD, M., VERBURG, P. H., CLEVERS, J. G. P. W., EBERLE, J. (2015b): Gross changes in reconstructions of historic land cover/use for Europe between 1900–2010. *Global Change Biology*, 21, 299–313.
- FUCHS, R., VERBURG, P. H., CLEVERS, J. G. P. W., HEROLD, M. (2015c): The potential of old maps and encyclopaedias for reconstructing historic continental land cover/use change. *Applied Geography*, 59, 43–55.
- GARRETT, R. D., LAMBIN, E. F., NAYLOR, R. L. (2013): The new economic geography of land use change: Supply chain configurations and land use in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 34, 265–275.
- GETIS, A., ORD, J. K. (1992): The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical analysis*, 24, 3, 189–206.
- GRĂDINARU S. R., IOJĂ C. I., ONOSE D. A., GAVRILIDIS A. A., PĂTRU-STUPARIU I., KIENAST F., HERSPERGER A. M. (2015): Land abandonment as a precursor of built-up development at the sprawling periphery of former socialist cities. *Ecological Indicators*, 57, 305–313.
- GRAU, R., KUEMMERLE, T., MACCHI, L. (2013): Beyond ‘land sparing versus land sharing’: environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5, 477–483.
- GREEN, R. E., CORNELL, S. J., SCHARLEMANN, J. P. W., BALMFORD, A. (2005): Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307, 550–555.
- GREŠLOVÁ KUŠKOVÁ, P. (2013): A case study of the Czech agriculture since 1918 in a socio-metabolic perspective – From land reform through nationalisation to privatisation. *Land Use Policy*, 30, 592–603.
- GREŠLOVÁ, P., GINGRICH, S., KRAUSMANN, F., CHROMÝ, P., JANČÁK, V. (2015): Social metabolism of Czech agriculture in the period 1830–2010. *AUC Geographica*, 50, 1, 23–35.
- GRIMM, V. (1999): Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future? *Ecological Modelling*, 115, 129–48.
- GUISAN, A., ZIMMERMANN, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–86.
- HABERL, H., BATTERBURY, S., MORAN, E. (2001): Using and shaping the land: a long-term perspective. *Land Use Policy*, 18, 1–8.
- HABERL, H., FISCHER-KOWALSKI, M., KRAUSMANN, F., WEISZ, H., WINIWARTER, V. (2004): Progress towards sustainability? What the conceptual

framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy*, 21, 199–213.

HABERL, H., WINIWARTER, V., ANDERSSON, K., AYRES, R. U., BOONE, C., CASTILLO, A., ..., ZECHMEISTER, H. (2006): From LTER to LTSE: conceptualizing the socioeconomic dimension of long-term socioecological research. *Ecology and Society*, 11, 2, 13, <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art13/> (17. 12. 2014).

HAMPL, M. (1998): *Realita, společnost a geografická organizace: hledání integrálního řádu*. DemoArt, Praha.

HAMPL, M. (1999): Long-term trends of settlement development. In: Hampl, M. a kol.: *Geography of societal transformation in the Czech Republic*. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 27–44.

HAMPL, M. (2005): *Geografická organizace společnosti v České republice: transformační procesy a jejich obecný kontext*. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha.

HAMPL, M., GARDAVSKÝ, V., KÜHNEL, K. (1987): *Regionální struktura a vývoj systému osídlení ČSR*. Univerzita Karlova, Praha.

HAMPL, M., MARADA, M. (2015): Sociogeografická regionalizace Česka. *Geografie*, 120, 3, 397–421.

HAMPL, M., MÜLLER, J. (1996): Komplexní organizace systému osídlení. In: Hampl, M. a kol.: *Geografická organizace společnosti a transformační procesy v České republice*. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 53–89.

HAVLÍČEK, T., CHROMÝ, P., JANČÁK, V., MARADA, M. (2005): Vybrané teoreticko-metodologické aspekty a trendy geografického výzkumu periferních oblastí. In: Novotná, M. (ed.): *Problémy periferních oblastí*. Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje PřF UK, Praha, 6–24.

HENDL, J. (2004): *Přehled statistických metod zpracování dat: analýza a metaanalýza dat*. Portál, Praha.

HERSPERGER, A. M., BÜRGI, M. (2009): Going beyond landscape change description: Quantifying the importance of driving forces of landscape change in a Central Europe case study. *Land Use Policy*, 26, 640–648.

HERSPERGER, A. M., GENNAIO, M., VERBURG, P. H., BÜRGI, M. (2010): Linking land change with driving forces and actors: four conceptual models. *Ecology and Society*, 15, 4, 1, <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art1/> (19. 11. 2015).

HERSPERGER, A. M., GENNAIO, M., VERBURG, P. H., BÜRGI, M. (2011): Feedback loops in conceptual models of land change: lost in complexity? *Ecology and Society*, 16, 2, r1, <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss2/resp1/> (19. 11. 2015).

HLAVAČKA, M. (1990): *Dějiny dopravy v českých zemích v období průmyslové revoluce*. Academia, Praha.

- HLAVAČKA, M. a kol. (2016): České země v 19. století: proměny společnosti v moderní době. Historický ústav, Praha.
- HRABÁK, J. (2016): Multifunkční zemědělství v Česku po vstupu do Evropské unie: konceptualizace, vývoj a regionální diferenciaci. Disertační práce. KSGRR PřF UK, Praha.
- HRNČIAROVÁ, T., MACKOVČIN, P., ZVARA, I., eds. (2009): Atlas krajiny České republiky. MŽP a VÚKOZ, Praha a Průhonice.
- HÚ ČSAV, ÚSGK (1965): Atlas československých dějin. Historický ústav Československé akademie věd, Ústřední správa geodézie a kartografie, Praha.
- HUDEČEK, T., ŽÁKOVÁ, Z., VONDRÁKOVÁ, A., KUFNER, J., VOŽENÍLEK, V., SELNÍKOVÁ, N. (2016): Atlas dopravní dostupnosti v České republice. Univerzita Palackého, Olomouc.
- CHURANĚ, R. (2010): Analýza vývoje silniční a dálniční sítě v jednotlivých dekádách 20. století pomocí GIS. Bakalářská práce. Katedra aplikované geoinformatiky a kartografie PřF UK, Praha.
- JANOUSEK, Z. (2018): Ztráty zemědělské půdy po roce 1990 v Libereckém kraji. *Geografie*, 123, 2, 253–278.
- JANOUSEK, Z., PAPAJ, V., BRÁZDA, J. (2019): Land protection versus planned land consumption: an example of the Hradec Králové Region. *Soil and Water Research*, 14, 138–144.
- JANSSON, U., ed. (2011): Agriculture and forestry in Sweden since 1900. National Atlas of Sweden, Stockholm.
- JELEČEK, L. (1985): Zemědělství a půdní fond v Čechách ve 2. polovině 19. století. Academia, Praha.
- JELEČEK, L. (1995): Využití půdního fondu České republiky 1845–1995: Hlavní trendy a širší souvislosti. *Geografie*, 100, 4, 276–291.
- JELEČEK, L. (2002): Historical development of society and LUCC in Czechia 1800–2000: major societal driving forces of land use changes. In: Bičík, I. a kol. (eds.): Land Use/Land Cover Changes in the Period of Globalization. Proceedings of the IGU-LUCC International Conference, Prague, 2001. KSGRR PřF UK, Praha, 44–57.
- JELEČEK, L., BIČÍK, I., ŠTYCH, P., JANOUSEK, Z., BLÁHA, J. (2012): Case study areas Abertamy, Hřebečná: Change of land use patterns 1842–2007. In: Bičík, I., Himiyama, Y., Feranec, J., Štych, P. (eds.): Land use/cover changes in selected regions in the world – Volume VII. IGU-LUCC, Asahikawa, 19–24.
- JELEČEK, L., MARADA, M., KABRDA, J. (2003): Transport infrastructure and LUCC: A case study of Czechia in 19<sup>th</sup> and 20<sup>th</sup> century. In: Jeleček, L., Chromý, P., Janů, H., Miškovský, J., Uhlířová, L.: Dealing with diversity. KSGRR PřF UK, Praha, 257–262.

- JEPSEN, M. R., KUEMMERLE, T., MÜLLER, D., ERB, K., VERBURG, P. H. a kol. (2015): Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy*, 49, 53–64.
- JØRGENSEN, S. E. (2010): *Global ecology*. Academic Press, Amsterdam.
- KABRDA, J. (2003): Faktory ovlivňující vývoj využití ploch v kraji Vysočina od poloviny 19. století. Diplomová práce. KSGRR PřF UK, Praha.
- KABRDA, J. (2004): Vliv polohové exponovanosti na rozložení využití ploch v kraji Vysočina. *Geografie*, 109, 3, 223–235.
- KABRDA, J. (2008): Změny prostorového vzorce využití ploch v České republice a jejich příčiny. Disertační práce. KSGRR PřF UK, Praha.
- KABRDA, J. (2010): Vliv vybraných přírodních a společenských ukazatelů na změny využití ploch v kraji Vysočina. In: Bičík, I. a kol.: *Vývoj využití ploch v Česku*. Česká geografická společnost, Praha, 145–159.
- KIZOS, T., VERBURG, P. H., BÜRGI, M., GOUNARIDIS, D., PLIENINGER, T., BIELING, C., BALATSOS, T. (2018): From concepts to practice: combining different approaches to understand drivers of landscape change. *Ecology and Society*, 23, 1, 25, <https://doi.org/10.5751/ES-09910-230125> (20. 2. 2019).
- KOLEJKA, J. (2007): Metody studia změn krajiny. *Miscellanea Geographica*, 13, 75–90.
- KONEČNÝ, O. (2017): Prostorová polarizace zemědělství Česka v období začleňování do Evropské unie. *Geografie*, 122, 3, 257–280.
- KOOMEN, E., STILLWELL, J., BAKEMA, A., SCHOLTEN, H. J., eds. (2007): *Modelling land-use change*. Springer, Dordrecht.
- KORČÁK, J. (1966): Vymezení oblastí maximálního zalidnění. *AUC Geographica*, 1, 65–72.
- KRAUSMANN, F. (2001): Land use and industrial modernization, an empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830–1995. *Land Use Policy*, 18, 17–26.
- KRAUSMANN, F., HABERL, H., SCHULZ, N., ERB, K.H., DARGE, E., GAUBE, V. (2003): Land-use change and socio-economic metabolism in Austria – Part I: Driving forces of land-use change: 1950–1995. *Land Use Policy*, 20, 1, 1–20.
- KRAUSMANN, F., SCHANDL, H., SIEFERLE, R. P. (2008): Socio-ecological regime transitions in Austria and the United Kingdom. *Ecological Economics*, 65, 1, 187–201.
- KRUEGER, A. O. (1974): The political economy of the rent-seeking society. *American Economic Review*, 64, 3, 291–303.
- KUČERA, Z. (2007): Zanikání sídel v pohraničí Čech po roce 1945 – základní analýza. *Historická geografie*, 34, 317–334.

- KUPKOVÁ, L. (2002): Land use as an indicator of the anthropogenic impact on the landscape. In: Bičík, I. a kol. (eds.): Land use/land cover changes in the period of globalization. In: Proceedings of the IGU-LUCC international conference, Prague 2001. Univerzita Karlova, Praha, 133–143.
- KUPKOVÁ, L. (2003): (Sub)Urbanizace Prahy – teorie zonálních modelu a realita. In: Jančák, V. a kol. (eds.): Geografie na cestách poznání. Sborník příspěvků k šedesátinám Ivana Bičíka. KSGRR PřF UK, Praha, 33–47.
- KUPKOVÁ, L., BIČÍK, I. (2016): Landscape transition after the collapse of communism in Czechia. *Journal of Maps*, 12, 526–531, mapová příloha.
- KUŠKOVÁ, P., GINGRICH, S., KRAUSMANN, F. (2008): Long term changes in social metabolism and land use in Czechoslovakia, 1830–2000: an energy transition under changing political regimes. *Ecological Economics*, 68, 1–2, 394–407.
- LAMBIN, E. F., GEIST, H., RINDFUSS, R. R. (2006): Introduction: local processes with global impacts. In: Lambin, E. F., Geist, H.: *Land-use and land-cover change: local processes and global impacts*. Springer, Berlin, 9–39.
- LASANTA, T., ARNÁEZ, J., PASCUAL, N., RUIZ-FLAÑO, P., ERREA, M. P., LANA-RENAULT, N. (2017): Space–time process and drivers of land abandonment in Europe. *Catena*, 149, 810–823.
- LEVERS, C., BUTSIC, V., VERBURG, P. H., MÜLLER, D., KUEMMERLE, T. (2016): Drivers of changes in agricultural intensity in Europe. *Land Use Policy*, 58, 380–393.
- LEVINE, J., CHAN, K. M. A., SATTERFIELD, T. (2015): From rational actor to efficient complexity manager: Exorcising the ghost of Homo economicus with a unified synthesis of cognition research. *Ecological Economics*, 114, 22–32.
- LÍDL, V., JANDA, T. (2006): Stavby, kterým doba nepřála: výstavba dálnic v letech 1938–1950 na území Čech a Moravy. Ředitelství silnic a dálnic ČR, Praha.
- LIESKOVSKÝ, J., BEZÁK, P., ŠPULEROVÁ, J., LIESKOVSKÝ, T., KOLEDA, P., DOBROVODSKÁ, M., BÜRGI, M., GIMMI, U. (2015): The abandonment of traditional agricultural landscape in Slovakia – Analysis of extent and driving forces. *Journal of Rural Studies*, 37, 75–84.
- LIESKOVSKÝ, J., BÜRGI, M. (2018): Persistence in cultural landscapes: a pan-European analysis. *Reg Environ Change*, 18, 175–187.
- LIPSKÝ, Z. (1998): *Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů*. KFGG PřF UK, Praha.
- LIPSKÝ, Z. (2010): Kam se ubírá česká krajina? *Geografia Cassoviensis*, 4, 2, 77–83.
- LÖW, J., MÍCHAL, I. (2003): *Krajinný ráz*. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.

- LOŽEK, V. (1970): Historický vývoj krajiny ČSSR. *Acta ecologica naturae ac regionis*, 1–2, 72–80.
- LUHMANN, N. (1985): *A sociological theory of law*. Routledge, Kegan Paul; London.
- MAGLIOCCA, N. R., VAN VLIET, J., BROWN, C., EVANS, T. P., HOUET, T., MESSERLI, P., ... YU, Q. (2015): From meta-studies to modeling: Using synthesis knowledge to build broadly applicable process-based land change models. *Environmental Modelling & Software*, 72, 10–20.
- MAREŠ, P. (2012): *Změny Land Use v souvislosti s růstem integrace lidské společnosti*. Disertační práce. PřF UK, Praha.
- MARX, K. (1967): *Capital: a critique of political economy*, vol. III/2, Section VI, chapters 37–47. International Publishers, New York.
- MATHER, A. S. (1992): The forest transition. *Area*, 24, 4, 367–379.
- MATHER, A. S. (2002): The reversal of land-use trends: the beginning of the reforestation of Europe. In: Bičík, I. a kol. (eds.): *Land Use/Land Cover Changes in the Period of Globalization. Proceedings of the IGU-LUCC International Conference*, Prague, 2001. KSGRR PřF UK, Praha, 23–30.
- MÍCHAL, I. (1982) *Principy krajinářského hodnocení území*. *Architektúra a urbanizmus*, 16, Z, 65–87.
- MIKLÓS, L. (1986) *Stabilita krajiny v ekologickom genereli SSR*. *Životné prostredie*, 20, 2, 87–93.
- MUNTEANU, C., KUEMMERLE, T., BOLTIZIAR, M., BUTSIC, V., GIMMI, U., ..., RADELOFF, V. C. (2014): Forest and agricultural land change in the Carpathian region – A meta-analysis of long-term patterns and drivers of change. *Land Use Policy*, 38, 685–697.
- MUSIL, J. (1988): *Nové pohledy na regeneraci našich měst a osídlení*. *Územní plánování a urbanizmus*, 15, 2, 67–72.
- MUSIL, J., MÜLLER, J. (2008): *Vnitřní periferie v České republice jako mechanismus sociální exkluze*. *Sociologický časopis*, 44, 2, 321–348.
- OUŘEDNÍČEK, M., JÍCHOVÁ, J., POSPÍŠILOVÁ, L., eds. (2017): *Historický atlas obyvatelstva českých zemí*. Karolinum, Praha.
- PALANG, H. (2012): *Landscape playground*. In: Vávra, J. (ed.): *Konference Naše společná přítomnost: Mění se společnost? Sborník abstraktů z 2. ročníku mezioborové konference*. Filozofická fakulta Univerzity Karlovy, Praha, 43.
- PAPEŽ FRANTIŠEK (2015): *Encyklika Laudato si', o péči o společný domov*. Paulínky, Praha.

- PARKER, D. C., HESSL, A., DAVIS, S. C. (2008): Complexity, land-use modeling, and the human dimension: Fundamental challenges for mapping unknown outcome spaces. *Geoforum*, 39, 789–804.
- PEREIRA, H. M., NAVARRO, L. M., eds. (2015): *Rewilding European Landscapes*. Springer, Cham.
- PERLÍN, R., KUČEROVÁ, S., KUČERA, Z. (2010): Typologie venkovského prostoru Česka. *Geografie*, 115, 2, 161–187.
- PERRY, G. L. W. (2009): Modelling and Simulation. In: Castree, N., Demeritt, D., Liverman, D., Rhoads, B. (eds.): *A Companion to Environmental Geography*. Wiley-Blackwell, Chichester (UK), 336–369.
- PHALAN, B., ONIAL, M., BALMFORD, A., GREEN, R. (2011): Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 333, 1289–1291.
- PONOCNÁ, T., HEJNÁ, L., LUKA, V., MERTL, J., PERNICOVÁ, H., REJENTOVÁ, L., ROLLEROVÁ, M., STEIN, Z., VLČKOVÁ, V. (2017): Vývoj krajinného pokryvu dle CORINE Land Cover na území ČR v letech 1990–2012. CENIA, Praha.
- PURŠ, J. (1971): Komplexní revoluce moderní doby. *Československý časopis historický*, 19, 181–212.
- PURŠ, J. (1973): *Průmyslová revoluce: vývoj pojmu a koncepce*. Academia, Praha.
- RAMANKUTTY, N., GRAUMLICH, L., ACHARD, F., ALVES, D., CHHABRA, A., DEFRIES, R. S., ..., TURNER II, B. L. (2006): Global land-cover change: recent progress, remaining challenges. In: Lambin, E. F., Geist, H.: *Land-use and land-cover change: local processes and global impacts*. Springer, Berlin, 9–39.
- REBA, M., REITSMA, F., SETO, K. C. (2016): Spatializing 6,000 years of global urbanization from 3700 BC to AD 2000. *Scientific Data*, 3, <https://www.nature.com/articles/sdata201634> (20. 3. 2019).
- REDMAN, C. L., GROVE, J. M., KUBY, L. H. (2004): Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*, 7, 161–171.
- RICARDO, D. (1973): *The principles of political economy and taxation*. Everyman's Library, London.
- RINDFUSS, R. R., WALSH, S. J., TURNER II, B. L., FOX, J., MISHRA, V. (2004): Developing a science of land change: Challenges and methodological issues. *PNAS*, 101, 39, 13976–13981.
- ROMPORTL, D., CHUMAN, T., LIPSKÝ, Z. (2010): Landscape heterogeneity changes and their driving forces in the Czech Republic after 1990. In: Bičík, I., Himiyama, Y., Feranec, J. (eds.): *Land use/cover changes in selected regions in the world – Volume V. IGU-LUCC*, Asahikawa, 41–50.



- RUMPEL, C., AMIRASLANI, F., KOUTIKA, L.-S., SMITH, P., WHITEHEAD, D., WOLLENBERG, E. (2018): Put more carbon in soils to meet Paris climate pledges. *Nature*, 564, 32–34.
- SÁDLO, J., POKORNÝ, P., HÁJEK, P., DRESLEROVÁ, D., CÍLEK, V. (2008): *Krajina a revoluce: významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí*. Malá Skála, Praha.
- SAYER, A. (1992): *Method in Social Science*. Routledge, London.
- SEMOTANOVÁ, E., CAJTHAML, J. a kol. (2014): *Akademický atlas českých zemí*. Academia, Praha.
- SCHAMA, S. (2007): *Krajina a paměť*. Argo, Dokořán; Praha.
- SCHMIDT-TRAUB, G., OBERSTEINER, M., MOSNIER, A. (2019): Fix the broken food system in three steps. *Nature*, 569, 181–183.
- SIEFERLE, R. P. (2001): *The Subterranean Forest. Energy Systems and the Industrial Revolution*, The White Horse Press, Cambridge.
- SINGH, S. J., HABERL, H., CHERTOW, M., MIRTL, M., SCHMID, M. (2013): Introduction. In: Singh, S. J., Haberl, H., Chertow, M., Mirtl, M., Schmid, M., eds.: *Long Term Socio-Ecological Research: Studies in Society-Nature Interactions Across Spatial and Temporal Scales*. Springer, Dordrecht, 1–26.
- SPURNÁ, P. (2006): *Současné trendy v kvantitativní analýze geografických dat se zaměřením na využití metody geograficky vážené regrese*. Diplomová práce. Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje PřF UK, Praha.
- SPURNÁ, P. (2008): *Geograficky vážená regrese: metoda analýzy prostorové nestacionarity geografických jevů*. *Geografie*, 113, 2, 21–35.
- STIGLITZ, J. E. (2012): *The price of inequality: how today's divided society endangers our future*. Norton; New York, London.
- SUBRAMANIAN, M. (2019): Anthropocene now: influential panel votes to recognize Earth's new epoch. <https://www.nature.com/articles/d41586-019-01641-5> (24. 5. 2019).
- ŠTYCH, P. (2007): *Územní diferenciacie dlouhodobých změn využití krajiny Česka*. Disertační práce. KSGRR PřF UK, Praha.
- ŠTYCH, P., BIČÍK, I., SPAZIEROVÁ, K., JANOUŠEK, Z., BLÁHA, J. (2012): Case study area Rudná: Change of land use patterns 1840–2005. In: Bičík, I., Himiyama, Y., Feranec, J., Štych, P. (eds.): *Land use/cover changes in selected regions in the world – Volume VII. IGU-LUCC, Asahikawa*, 25–29.
- TERRES, J.-M., SCACCHIAFICHI, L. N., WANIA, A., AMBAR, M., ANGUIANO, E., BUCKWELL, A., ... ZOBENA, A. (2015): Farmland abandonment in Europe: Identification of drivers and indicators, and development of a composite indicator of risk. *Land Use Policy*, 49, 20–34.

THÜNEN, J. H. von (1990): Der isolierte Staat in Beziehung auf Landwirtschaft und National Ökonomie. Hrsg. und unter Benutzung unveröffentlichter Manuskripte kommentiert von H. Lehmann in Zusammenarbeit mit L. Werner. Akademie-Verlag Berlin, Berlin.

TOMAN, M., CODL, S., TUČEK, P. (2012): České zemědělství očima těch, kteří u toho byli. Národní zemědělské muzeum, Praha.

TSCHARNTKE, T., BATARY, P., DORMANN, C. F. (2011): Set-aside management: how do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 143, 37–44.

VAN BUSKIRK, J., WILLI, Y. (2004): Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology*, 18, 4, 987–994.

VAN NOORDWIJK, M., LUSIANA, B., VILLAMOR, G., PURNOMO, H., DEWI, S. (2011): Feedback loops added to four conceptual models linking land change with driving forces and actors. *Ecology and Society*, 16, 1, r1, <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/resp1/> (19. 11. 2015).

VEJRE, H., ABILDTRUP, J., ANDERSEN, E., ANDERSEN, P. S., BRANDT, J., BUSCK, A., ..., PRÆSTHOLM, S. (2007): Multifunctional agriculture and multifunctional landscapes – land use as interface. In: Mander, Ü., Wiggering, H., Helming, K. (eds.): *Multifunctional Land Use: Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services*. Springer, Berlin, 93–104.

VERBURG, P. H., OVERMARS, K. P. (2009): Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecol*, 24, 1167–1181.

WAINWRIGHT, J., MULLIGAN, M., eds. (2004): *Environmental modelling: finding simplicity in complexity*. John Wiley and Sons, Chichester.

WALMSLEY, A., SKLENIČKA, P. (2017): Various effects of land tenure on soil biochemical parameters under organic and conventional farming – Implications for soil quality restoration. *Ecological Engineering*, 107, 137–143.

ZONEVELD, I. S. (1995): *Landscape ecology*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

## *Zdroje dat a materiály*

- ARCDATA PRAHA, ZÚ, ČSÚ (2012, 2013, 2014, 2016): ArcČR 500: Digitální geografická databáze 1 : 500 000. Verze 3.0, 3.1, 3.2 a 3.3.
- BÍČÍK, I. a kol. (2013): Databáze dlouhodobých změn využití ploch Česka (1845–2010). Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta; Praha.
- ČSÚ (1996): Agrocenzus 1995. Český statistický úřad, Praha.
- ČSÚ (2001): Agrocenzus 2000. Český statistický úřad, Praha.
- ČSÚ (2004a): Soupis ploch osevů – k 31. 5. 2004. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/soupis-ploch-osevu-k-3152004-o5xkeq7pq1> (10. 5. 2018).
- ČSÚ (2004b): Strukturální šetření v zemědělství 2003: Strukturální výsledky za zemědělství ČR – 2003. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/strukturalni-vysledky-za-zemedelstvi-cr-v-roce-2003-n-7rexqu2k19> (13. 5. 2018).
- ČSÚ (2006): Strukturální šetření v zemědělství 2005: Strukturální výsledky za zemědělství ČR – 2005. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/strukturalni-vysledky-za-zemedelstvi-cr-2005-reo3cc313n> (14. 5. 2018).
- ČSÚ (2008): Strukturální šetření v zemědělství 2007: Strukturální výsledky za zemědělství – 2007. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/strukturalni-vysledky-za-zemedelstvi-2007-guoqfavvrt> (14. 5. 2018).
- ČSÚ (2010): Soupis ploch osevů – k 31. 5. 2010. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/soupis-ploch-osevu-k-3152010-ehq2x38031> (12. 5. 2018).
- ČSÚ (2011): Agrocenzus 2010: Strukturální šetření v zemědělství a metody zemědělské výroby – 2010. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/agrocenzus-2010-strukturalni-setreni-v-zemedelstvi-a-metody-zemedelske-vyroby-2010-q4sw1ne9f5> (20. 5. 2018).
- ČSÚ (2013): Sčítání lidu, domů a bytů - Pramenné dílo - 2011. Z historie soupisů obyvatel a sčítání lidu. Český statistický úřad, Praha, [https://www.czso.cz/csu/czso/24000-13-n\\_2013-01](https://www.czso.cz/csu/czso/24000-13-n_2013-01) (2. 7. 2018).
- ČSÚ (2014): Strukturální šetření v zemědělství 2013. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/strukturalni-vysledky-za-zemedelstvi-v-roce-2013-ditdcz29wd> (20. 5. 2018).
- ČSÚ (2015): Historický lexikon obcí České republiky – 1869–2011. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/historicky-lexikon-obci-1869-az-2015> (22. 6. 2016).
- ČSÚ (2017a): Soupis ploch osevů – k 31. 5. 2017. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/soupis-ploch-osevu-k-31-5-2017> (12. 5. 2018).

- ČSÚ (2017b): Strukturální šetření v zemědělství 2016. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/czso/strukturalni-setreni-v-zemedelstvi-2016> (21. 5. 2018).
- ČSÚ (2017c): Významový střed území. Český statistický úřad, Praha. <https://www.czso.cz/csu/rso/vyznamovy-stred-uzemi> (12. 10. 2017).
- ČSÚ (2018a): Statistický metainformační systém. Český statistický úřad, Praha. <https://apl.czso.cz/iSMS/ukazvyb.jsp> (10. 5. 2018).
- ČSÚ (2018b): Zemědělství – časové řady. Český statistický úřad, Praha. [https://www.czso.cz/csu/czso/zem\\_cr](https://www.czso.cz/csu/czso/zem_cr) (14. 5. 2018).
- ČÚZK (2018): Prohlížečící služba WMS – Ortofoto. Český úřad zeměměřický a katastrální, Praha. [http://geoportal.cuzk.cz/WMS\\_ORTOFOTO\\_PUB/WMSservice.aspx](http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx) (9. 4. 2018).
- EEA (1999): Environmental indicators: Typology and overview. EEA Technical report 25. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2006): The thematic accuracy of Corine land cover 2000: Assessment using LUCAS (land use/cover area frame statistical survey). EEA Technical report No 7/2006. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2007): Land-use scenarios for Europe: qualitative and quantitative analysis on a European scale. EEA Technical report No 9/2007. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2016): The direct and indirect impacts of EU policies on land. EEA Report No 8/2016. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2017a): Landscapes in transition: An account of 25 years of land cover change in Europe. EEA Report No 10/2017. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2017b): CORINE Land Cover. European Environment Agency, Copenhagen. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> (21. 3. 2017).
- ESRI (2018a): Geographically Weighted Regression (GWR). <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.6/tools/spatial-statistics-toolbox/geographically-weighted-regression.htm> (19. 5. 2018).
- ESRI (2018b): Interpreting GWR results. <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.6/tools/spatial-statistics-toolbox/interpreting-gwr-results.htm> (19. 5. 2018).
- ESRI (2018c): Hot Spot Analysis (Getis-Ord  $G_i^*$ ). <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.6/tools/spatial-statistics-toolbox/hot-spot-analysis.htm> (19. 5. 2018).
- ESRI (2018d): How Hot Spot Analysis (Getis-Ord  $G_i^*$ ) works. <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.6/tools/spatial-statistics-toolbox/h-how-hot-spot-analysis-getis-ord-gi-spatial-stati.htm> (19. 5. 2018).
- EUROSTAT (2016): Land Use/Cover Area frame Survey (LUCAS). Eurostat, Luxembourg. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/lucas/overview> (14. 5. 2016).
- FAO (1997): Africover Land Cover Classification. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

- FAO (2018): All FAOSTAT Data (Updated on Jun 15, 2018). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Statistics Division, Rome.  
<http://www.fao.org/faostat/en/#home> (18. 6. 2018).
- FUCHS, R., HEROLD, M. a kol. (2015a): Historic Land Dynamics Assessment (HILDA). EU27+CH in the period 1900–2010, version 2.0. Wageningen University, Wageningen (NL).
- IPBES (2019): Media Release: Nature’s Dangerous Decline ‘Unprecedented’; Species Extinction Rates ‘Accelerating’. <https://www.ipbes.net/news/Media-Release-Global-Assessment> (17. 6. 2019).
- Konference katolických biskupů jižní Afriky (5. září 1999): Pastoral Statement on the Environmental Crisis.
- MZe (2000–2016): Zpráva o stavu zemědělství ČR za rok 2000, ..., 2016. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.
- MZe (2016): Ročenka 2015: Ekologické zemědělství v České republice. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.
- MZe (2018): Situační a výhledová zpráva Půda. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.
- OECD (1993): OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment. OECD, Paris.
- Papežská rada pro spravedlnost a mír (2008): Kompendium sociální nauky církve, 470. Karmelitánské nakladatelství, Kostelní Vydří.
- SÁLUSOVÁ, D. (2018): České zemědělství očima statistiky 1918–2017. Český statistický úřad, Praha.
- SEKERA, P. (2011): Historie železničních tratí ČR 2011. <http://www.historie-trati.wz.cz> (9. 2. 2016).
- SPÚ (2017): Databáze bonitovaných půdně ekologických jednotek (k 4. 10. 2017). Státní pozemkový úřad, Praha.
- UN Environment (2019): Global Environment Outlook 6.  
<https://www.unenvironment.org/resources/global-environment-outlook-6> (22. 4. 2019).



## Seznam příloh

Příloha 1 – Prahové hodnoty zjišťování v Agrocenzech a Strukturálních šetřeních v zemědělství 1995–2016

Příloha 2 – Hodnocené přírodní podmínky Česka

Příloha 3 – Hodnocené přírodní podmínky Česka (obrácená legenda)

Příloha 4 – Sídlní a dopravní exponovanost Česka 1845/69–2011

Příloha 5 – Hustota zalidnění Česka 1869–2011

Příloha 6 – Počet SÚJ v jednotlivých třídách klasifikované hustoty zalidnění 1869–2011

Příloha 7 – Vztahy mezi ukazateli přírodních a společenských podmínek v Česku 1869–2011 (Spearmanův korelační koeficient pořadí)

Příloha 8 – Vzájemné vztahy mezi ukazateli společenských podmínek v Česku 1869–2011 (Spearmanův korelační koeficient pořadí)

Příloha 9 – Nevyužívané, extenzivně využívané a dočasné travní porosty v Česku 2003–2016

Příloha 10 – Zemědělská půda v režimu ekologického zemědělství ve střední Evropě 2004–2015

Příloha 11 – Vztahy KEV a sídlní exponovanosti (varianty „poloměr“) v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient)

Příloha 12 – Vztahy KEV a dílčích složek sídlní exponovanosti (varianty „poloměr“) v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient)

Příloha 13 – Vztahy KEV se sídlní (varianty „poloměr“) a dopravní exponovaností v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient)

Příloha 14 – Průměrné hodnoty síly asociace hustoty zalidnění kombinované se sídlní a dopravní exponovaností (varianty „odmocnina“ a různé šíře vymezení) s vybranými ukazateli využití krajiny

Příloha 15 – Průměrné hodnoty síly asociace hustoty zalidnění kombinované se sídlní a dopravní exponovaností (varianty „poloměr“ a různé šíře vymezení) s vybranými ukazateli využití krajiny

Příloha 16 – Vztahy sídlní a dopravní exponovanosti (v širším vymezení) s dalším vymezením exponovanosti a jejich složkami (Pearsonův korelační koeficient)

Příloha 17 – Vztahy hustoty zalidnění a exponovanosti se změnou KEV (Spearmanův korelační koeficient pořadí)

- Příloha 18 – Vztahy hustoty zalidnění a exponovanosti se změnou podílu orné půdy (Spearmanův korelační koeficient pořadí)
- Příloha 19 – Vztah sociálněgeografické exponovanosti (dle původních hodnot hustoty zalidnění) s intenzitou změn využití krajiny (Pearsonův korelační koeficient)
- Příloha 20 – Vztah změny sociálněgeografické exponovanosti (dle původních hodnot hustoty zalidnění) s intenzitou změn využití krajiny (Pearsonův korelační koeficient)
- Příloha 21 – Vliv přírodních a společenských podmínek na zastoupení orné půdy (standardizované regresní koeficienty a koeficient determinace vícenásobné lineární regrese)
- Příloha 22 – Vliv přírodních a společenských podmínek na hodnotu koeficientu ekologické významnosti (standardizované regresní koeficienty a koeficient determinace vícenásobné lineární regrese)
- Příloha 23 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění trvalých kultur (vícenásobná lineární regrese)
- Příloha 24 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění jiných ploch (vícenásobná lineární regrese)
- Příloha 25 – Vliv vybraných přírodních a společenských podmínek na hodnotu koeficientu ekologické významnosti (geograficky vážená regrese)
- Příloha 26 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění orné půdy v Česku 1845–2010 (geograficky vážená regrese)
- Příloha 27 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění lesních ploch v Česku 1845–2010 (geograficky vážená regrese)
- Příloha 28 – Vliv přírodních a společenských podmínek na koeficient ekologické významnosti v Česku 1845–2010 (geograficky vážená regrese)

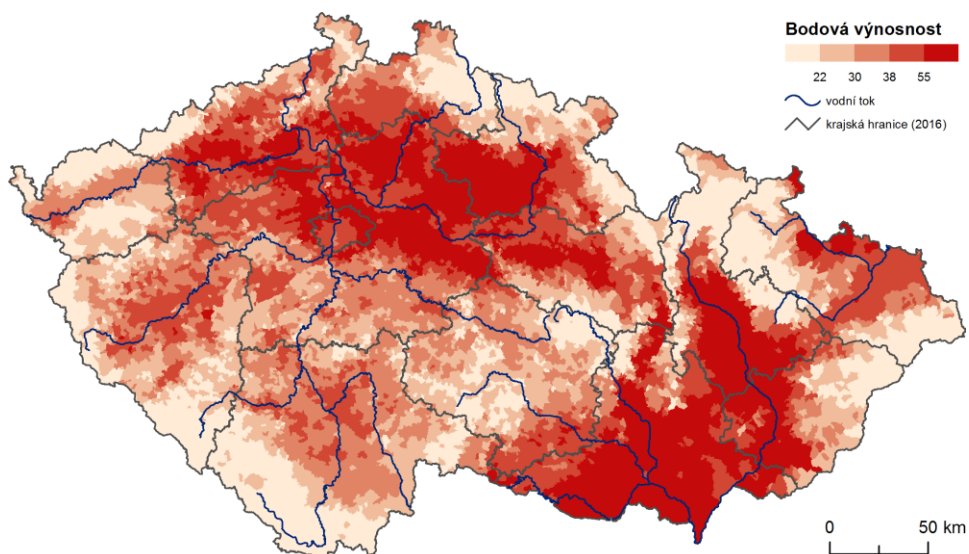
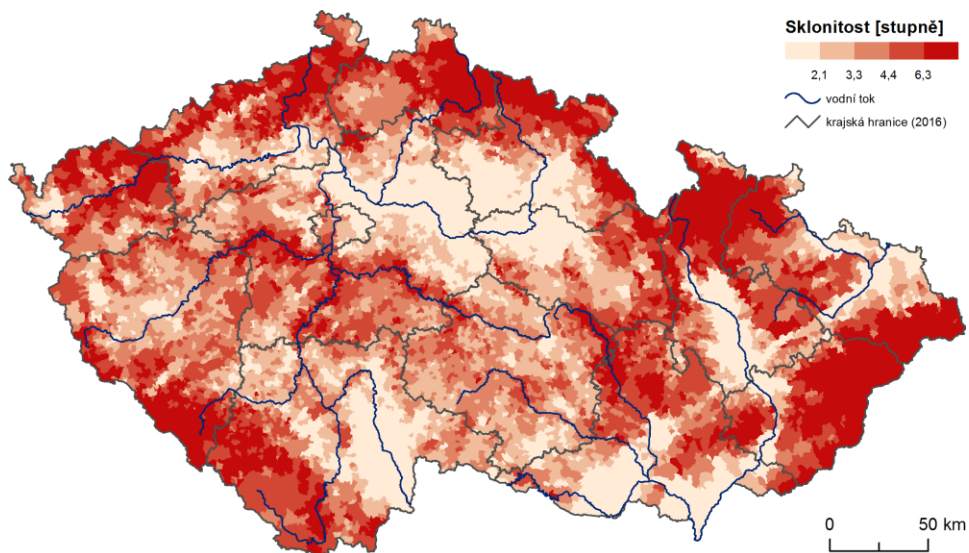
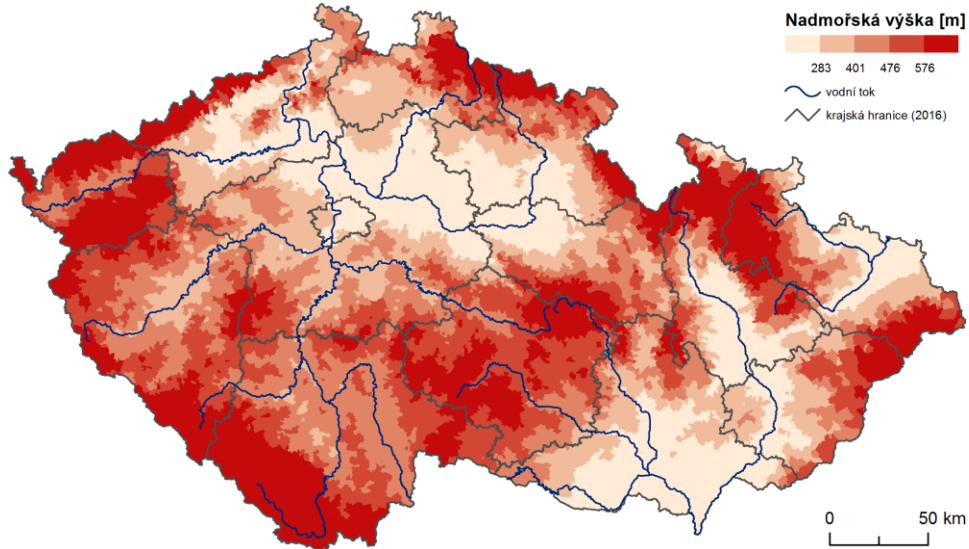


Příloha 1 – Prahové hodnoty zjišťování v Agrocenzech a Strukturálních šetřeních v zemědělství 1995–2016

Agrocenzus 1995	Agrocenzus 2000	Strukturální šetření 2003, 2005, 2007	Agrocenzus 2010, Strukturální šetření 2013, 2016	jednotka	ukazatel
3	1	1	5	ha	obhospodařované zemědělské půdy vlastní nebo pronajaté
3 000	1 500	1 500		m <sup>2</sup>	intenzivních ploch (sady, zelenina, květiny)
		1 000	3 500	m <sup>2</sup>	vinic
	300	300		m <sup>2</sup>	skleníků a pařenišť
			1	ha	sadů
			2 500	m <sup>2</sup>	zeleniny, jahod a květin (v součtu)
3	1	1	5	ks	skotu
5 (2*)	2	2	10	ks	prasat (*prasnic k chovu)
	4	4	10	ks	koz a ovcí
100	50	50	100	ks	drůbeže (od Agrocenzu 2010 včetně běžců)
	100	100		ks	králíků nebo kožešinových zvířat

Zdroje: Agrocenzy a Strukturální šetření v zemědělství (ČSÚ 1996, 2001, 2004b, 2006, 2008, 2011, 2014, 2017b)

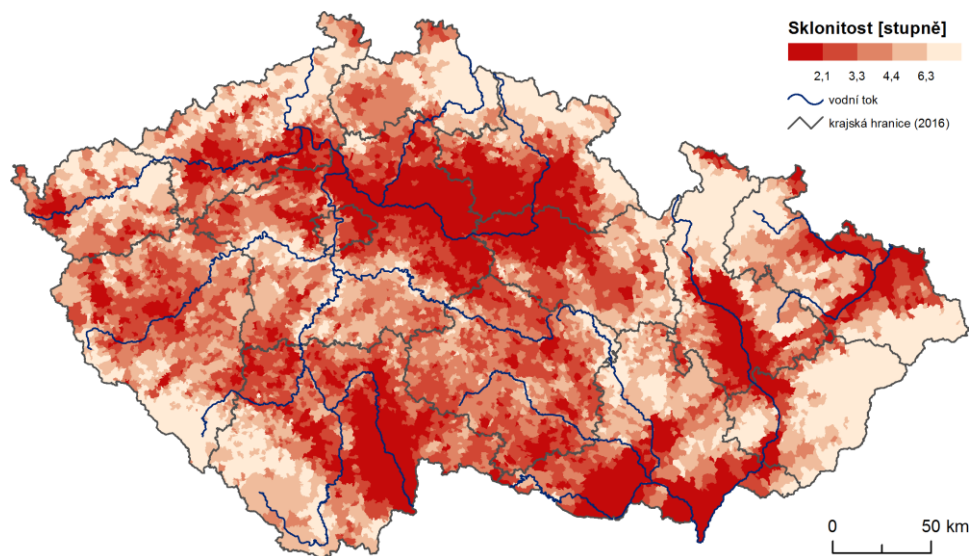
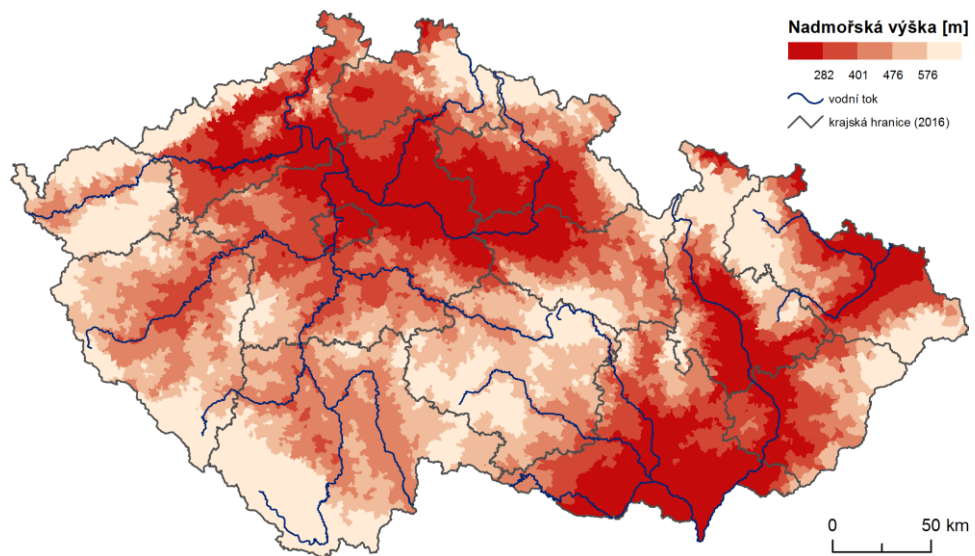
## Příloha 2 – Hodnocené přírodní podmínky Česka



Zdroje: ArcČR 500 (2016), Bičík a kol. (2013), SPÚ (2017)

Pozn.: SÚJ rozděleny do pěti tříd s přibližně stejnou celkovou rozlohou.

Příloha 3 – Hodnocené přírodní podmínky Česka (obrácená legenda)

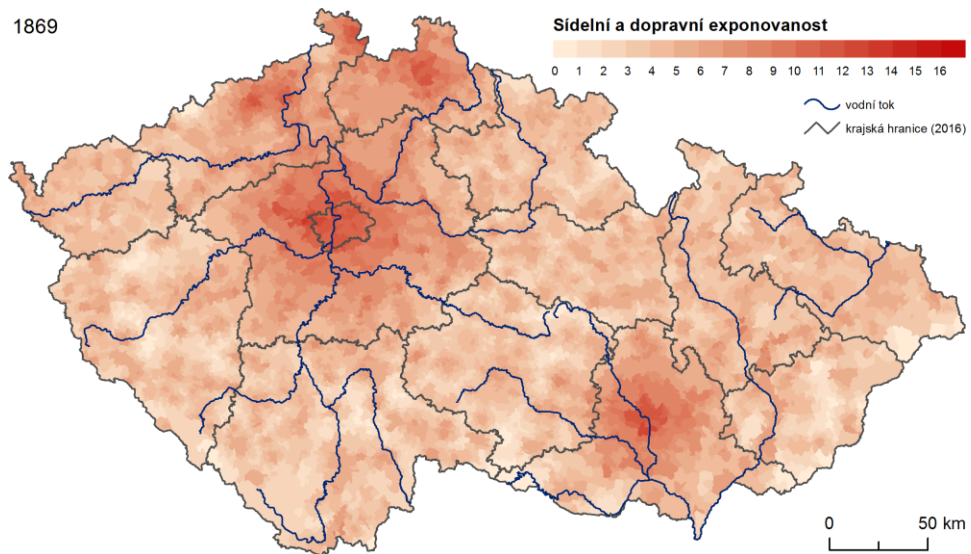


Zdroje: ArcČR 500 (2016), Bičík a kol. (2013)

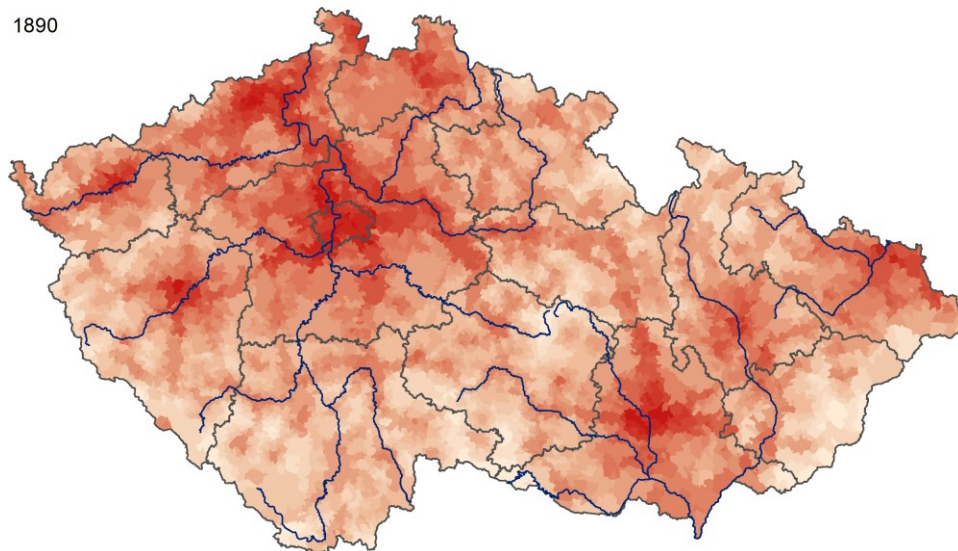
Pozn.: SÚJ rozděleny do pěti tříd s přibližně stejnou celkovou rozlohou. Legenda obrácena pro snadnější srovnání s kartogramy exponovanosti a hustoty zalidnění.

# Příloha 4 – Sídelní a dopravní exponovanost Česka 1845/69–2011

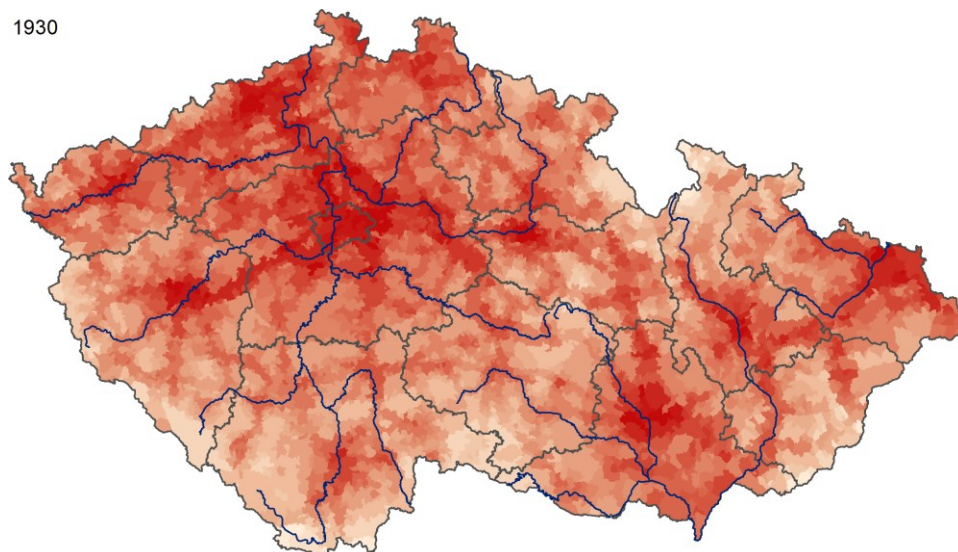
1869



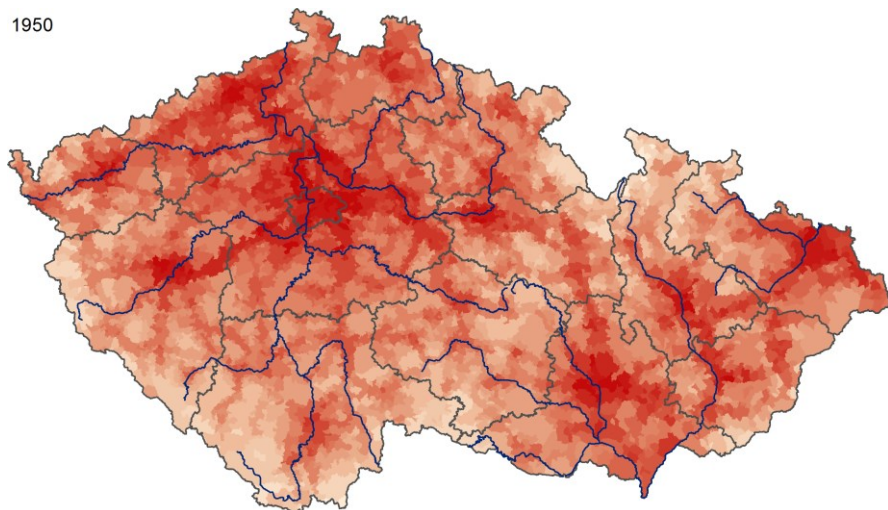
1890



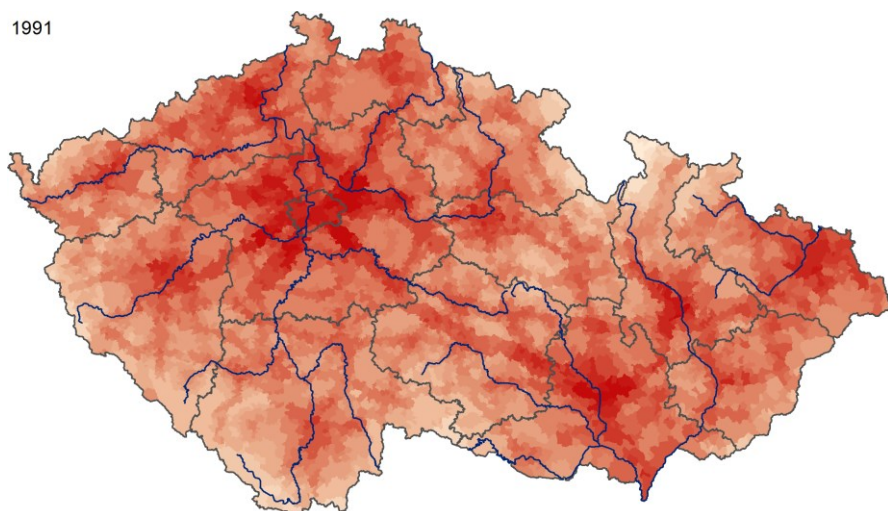
1930



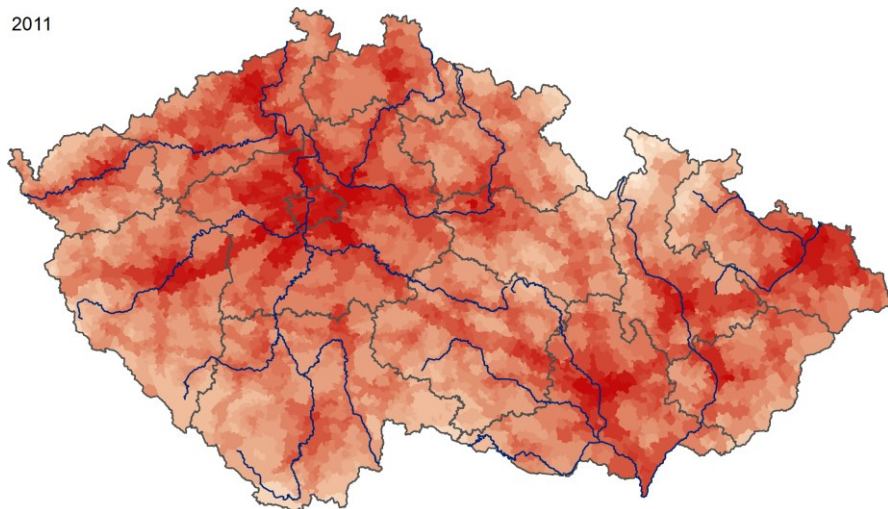
1950



1991



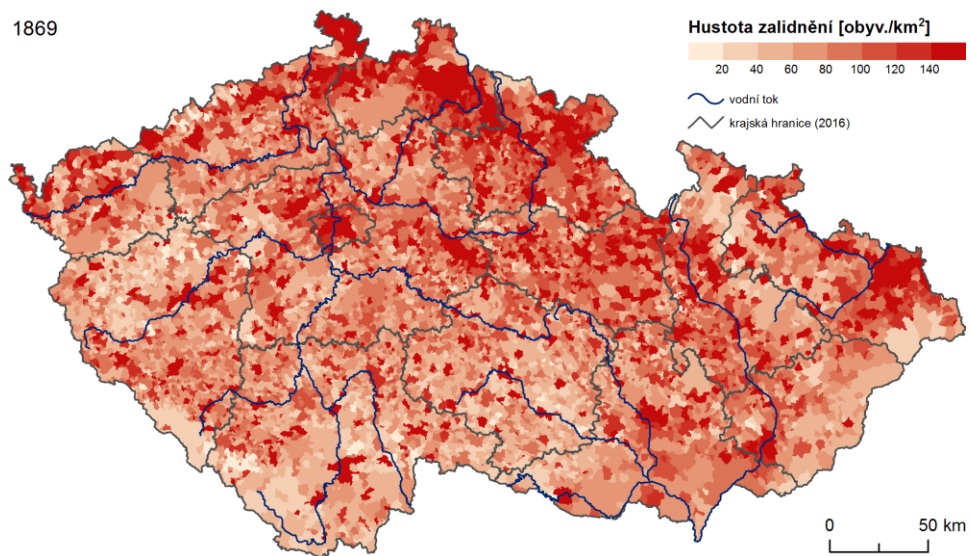
2011



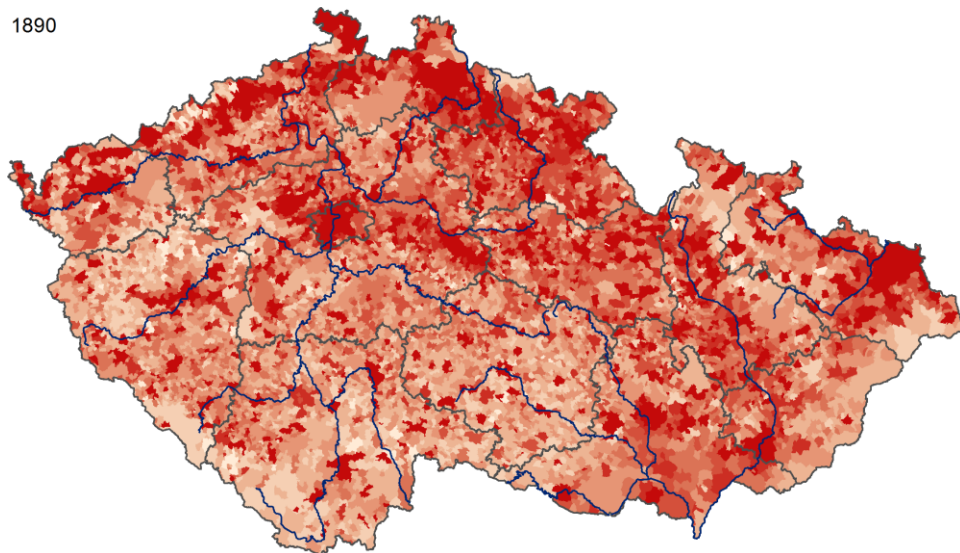
Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).  
Pozn.: sídelní a dopravní exponovanost varianty „odmocnina“ v širším vymezení;  
zobrazené jednotky: SÚJ

## Příloha 5 – Hustota zalidnění Česka 1869–2011

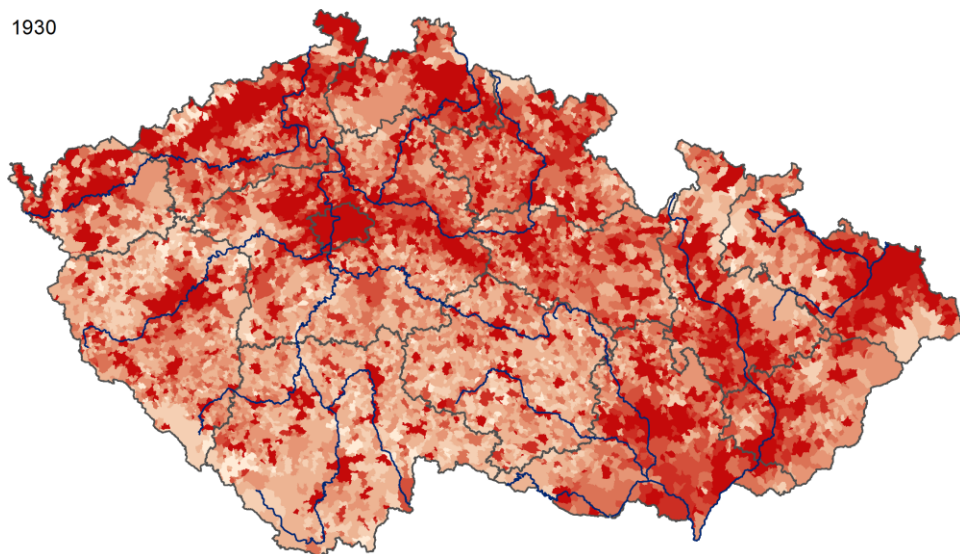
1869



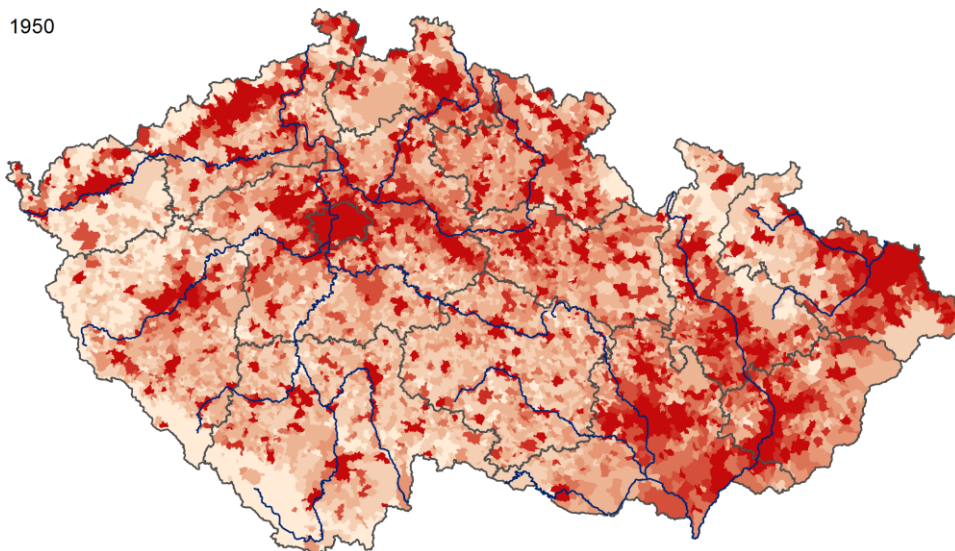
1890



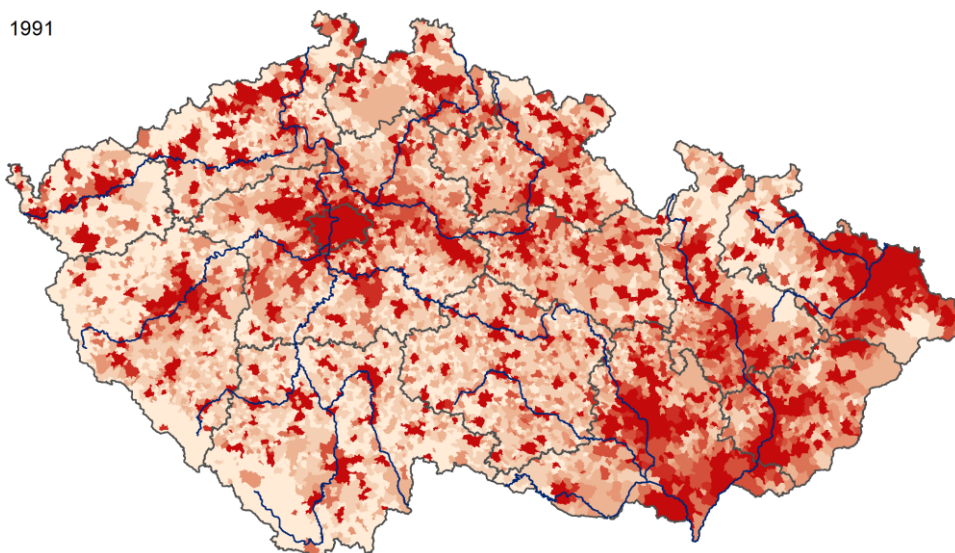
1930



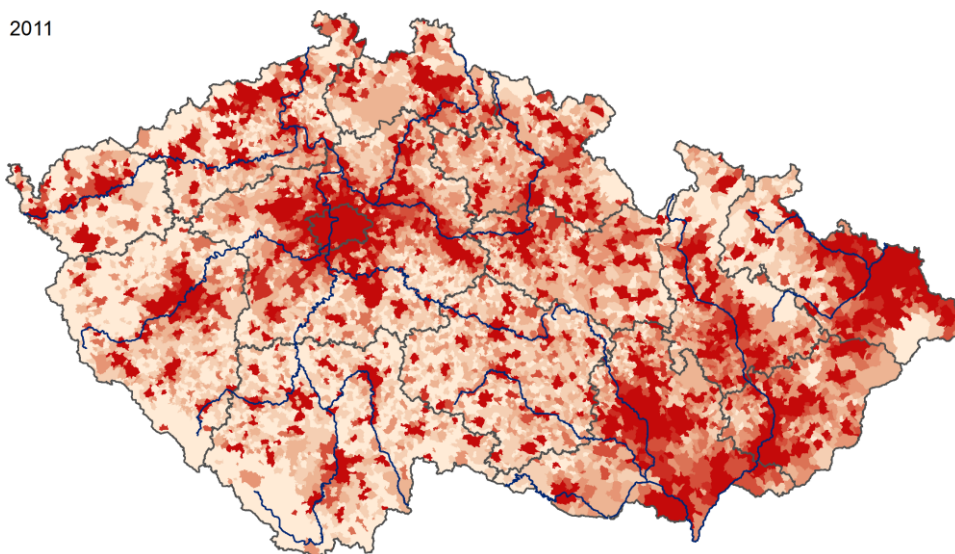
1950



1991

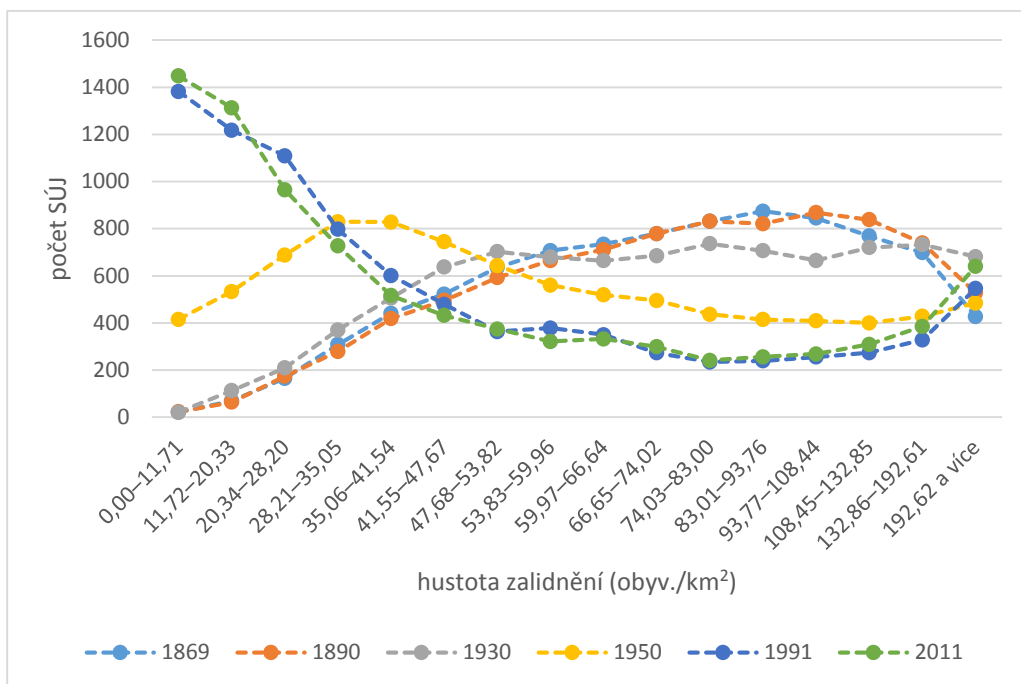


2011



Zdroje: ArcČR 500 (2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015)  
Pozn.: zobrazené jednotky: SÚJ

Příloha 6 – Počet SÚJ v jednotlivých třídách klasifikované hustoty zalidnění 1869–2011



Zdroje: Bičík a kol. (2013), ČSÚ (2015)

Pozn.: Počet srovnatelných územních jednotek (SÚJ) ke každému roku je 8826.



Příloha 7 – Vztahy mezi ukazateli přírodních a společenských podmínek v Česku 1869–2011  
(Spearmanův korelační koeficient pořadí)

		nadmořská výška	sklonitost	bodová výnosnost
sklonitost		0,43		
bodová výnosnost		-0,84		
rok				
hustota zalidnění (hodnoty)	1869	-0,22	-0,01 <sup>n</sup>	0,14
	1890	-0,30	-0,06	0,21
	1930	-0,40	-0,09	0,30
	1950	-0,49	-0,18	0,41
	1991	-0,46	-0,21	0,40
	2011	-0,48	-0,21	0,42
hustota zalidnění (16 tříd)	1869	-0,22	-0,01 <sup>n</sup>	0,14
	1890	-0,30	-0,06	0,21
	1930	-0,40	-0,09	0,30
	1950	-0,49	-0,18	0,41
	1991	-0,45	-0,20	0,40
	2011	-0,48	-0,20	0,41
sídelní a dopravní exponovanost – užší	1869	-0,14	-0,11	0,14
	1890	-0,27	-0,16	0,23
	1930	-0,31	-0,16	0,25
	1950	-0,30	-0,16	0,24
	1991	-0,33	-0,18	0,27
	2011	-0,32	-0,18	0,26
sídelní a dopravní exponovanost – širší	1869	-0,40	-0,05	0,30
	1890	-0,55	-0,16	0,44
	1930	-0,56	-0,23	0,47
	1950	-0,59	-0,23	0,50
	1991	-0,56	-0,24	0,48
	2011	-0,57	-0,26	0,49

Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011), SPÚ (2017).  
Pozn.: <sup>n</sup> – Hodnota není statisticky významná na hladině 5 %.

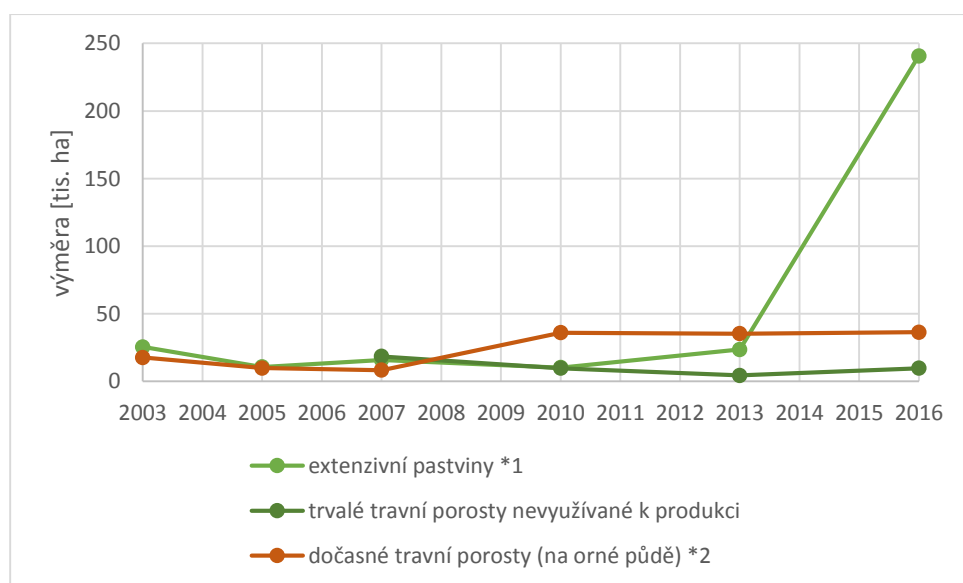
Příloha 8 – Vzájemné vztahy mezi ukazateli společenských podmínek v Česku 1869–2011  
(Spearmanův korelační koeficient pořadí)

rok		sídelní a dopravní exponovanost – užší	sídelní a dopravní exponovanost – širší
1869	hustota	0,23	0,23
1890	zalidnění	0,28	0,29
1930	(hodnoty)	0,38	0,38
1950		0,39	0,44
1991		0,42	0,42
2011		0,46	0,47
1869	hustota	0,23	0,23
1890	zalidnění	0,28	0,29
1930	(16 tříd)	0,37	0,37
1950		0,38	0,44
1991		0,42	0,42
2011		0,46	0,46

Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).

Pozn.: Všechny hodnoty jsou statisticky významné na hladině 5 %.

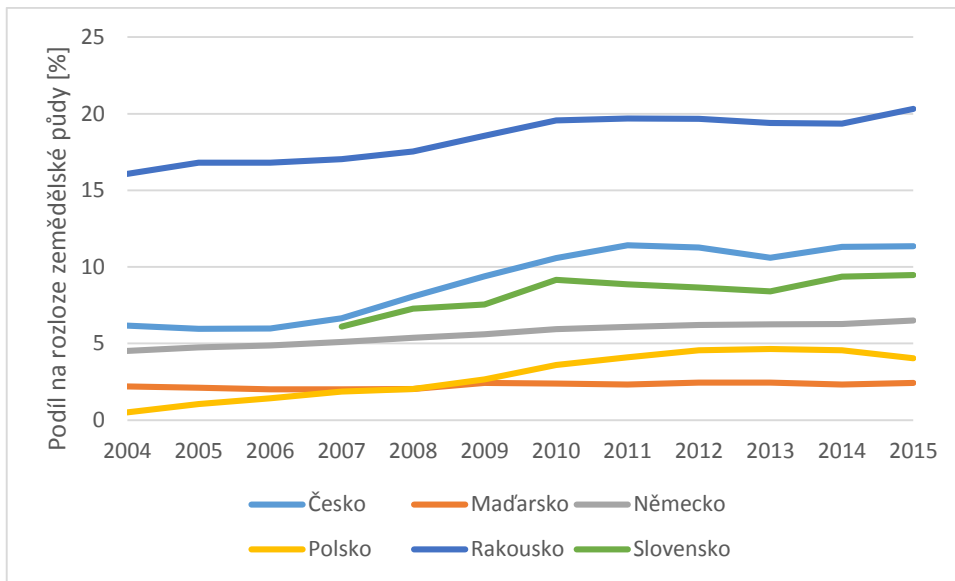
Příloha 9 – Nevyužívané, extenzivně využívané a dočasné travní porosty v Česku 2003–2016



Zdroje: Agrocenzy a Strukturální šetření v zemědělství (ČSÚ 2004b, 2006, 2008, 2011, 2014, 2017b)

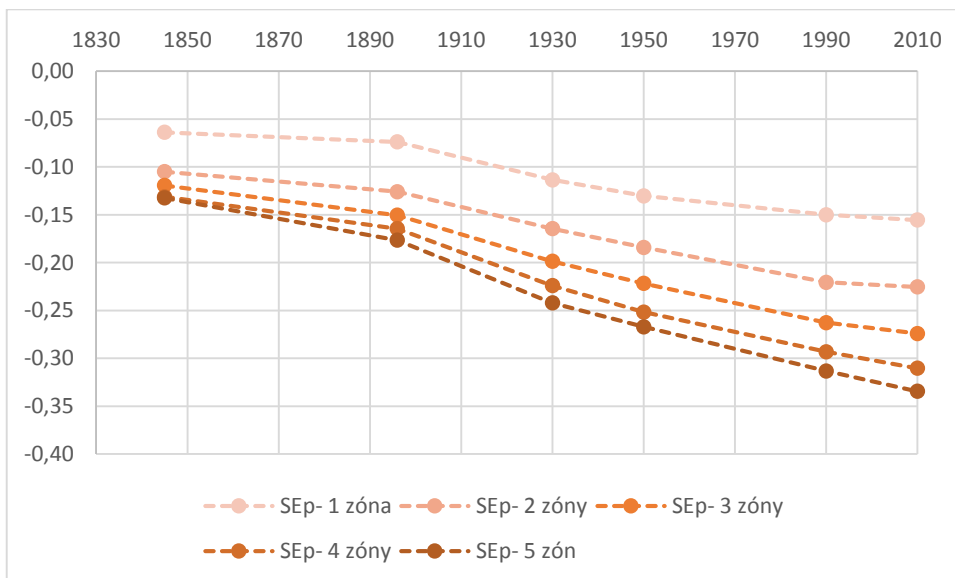
Pozn.: \*1 Před r. 2007: nekultivované pastviny; \*2 Před r. 2007: ostatní pícniny na orné půdě.

Příloha 10 – Zemědělská půda v režimu ekologického zemědělství ve střední Evropě 2004–2015



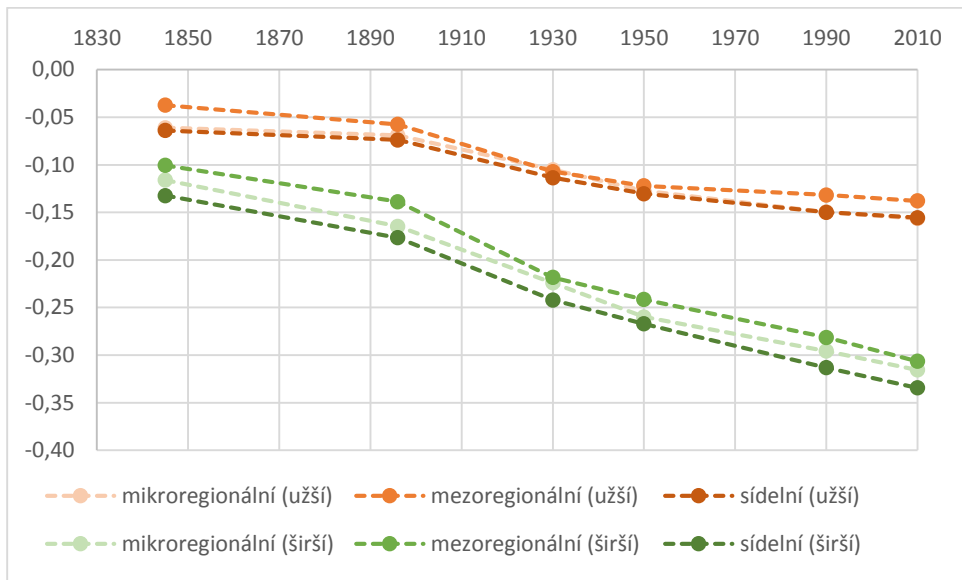
Zdroj: FAO (2018)

Příloha 11 – Vztahy KEV a sídelní exponovanosti (varianty „poloměr“) v různých šířích vymezení (Pearsonův korelační koeficient)



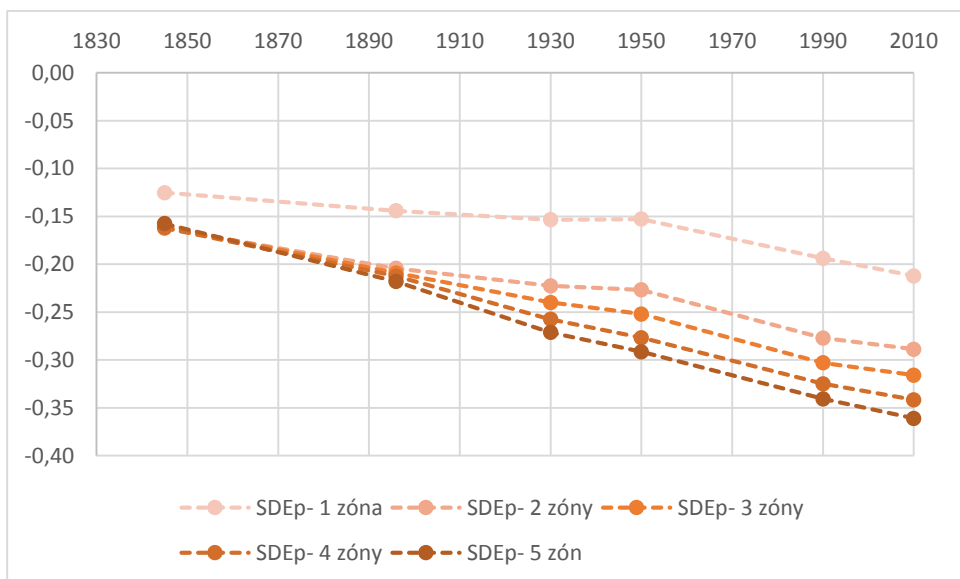
Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).

Příloha 12 – Vztahy KEV a dílčích složek sídelní exponovanosti (varianty „poloměr“) v různých širších vymezení (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: viz přílohu 11

Příloha 13 – Vztahy KEV se sídelní (varianty „poloměr“) a dopravní exponovaností v různých širších vymezení (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: viz přílohu 11

Příloha 14 – Průměrné hodnoty síly asociace hustoty zalidnění kombinované se sídelní a dopravní exponovaností (varianty „odmocnina“ a různé šíře vymezení) s vybranými ukazateli využití krajiny

počet zón exponovanosti	podíl (na celk. rozloze)			změna podílu			index změny	KEV	změna KEV	celkem
	OP	TTP	LP	OP	TTP	LP				
1 (užší)	0,296	0,118	0,365	0,179	0,060	0,138	0,153	0,387	0,103	0,218
2	0,321	0,163	0,368	0,173	0,061	0,159	0,150	0,402	0,120	0,233
3	0,333	0,195	0,366	0,168	0,064	0,176	0,141	0,408	0,132	0,242
4	0,338	0,210	0,365	0,160	0,064	0,189	0,133	0,411	0,142	0,247
5 (širší)	0,342	0,220	0,364	0,156	0,064	0,194	0,129	0,412	0,148	0,249

Zdroje: viz přílohu 11

Pozn.: Jedná se o průměry hodnot všech sledovaných časových horizontů (či všech období mezi nimi v případě změnových ukazatelů). Nejvyšší hodnota v sloupci je zvýrazněna oranžově, druhá nejvyšší žlutě.

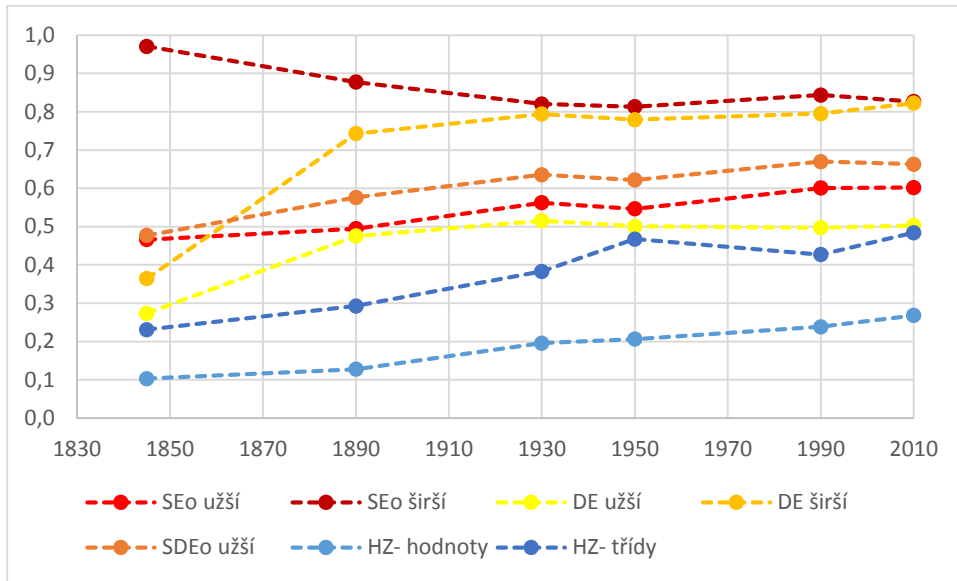
Příloha 15 – Průměrné hodnoty síly asociace hustoty zalidnění kombinované se sídelní a dopravní exponovaností (varianty „poloměr“ a různé šíře vymezení) s vybranými ukazateli využití krajiny

počet zón exponovanosti	podíl (na celk. rozloze)			změna podílu			index změny	KEV	změna KEV	celkem
	OP	TTP	LP	OP	TTP	LP				
1 (užší)	0,294	0,112	0,366	0,178	0,061	0,136	0,153	0,386	0,102	0,217
2	0,310	0,141	0,368	0,173	0,059	0,147	0,153	0,396	0,109	0,226
3	0,315	0,160	0,364	0,174	0,059	0,155	0,151	0,397	0,118	0,230
4	0,324	0,185	0,360	0,172	0,060	0,167	0,146	0,400	0,125	0,237
5 (širší)	0,332	0,215	0,356	0,167	0,059	0,180	0,138	0,403	0,135	0,243

Zdroje: viz přílohu 11

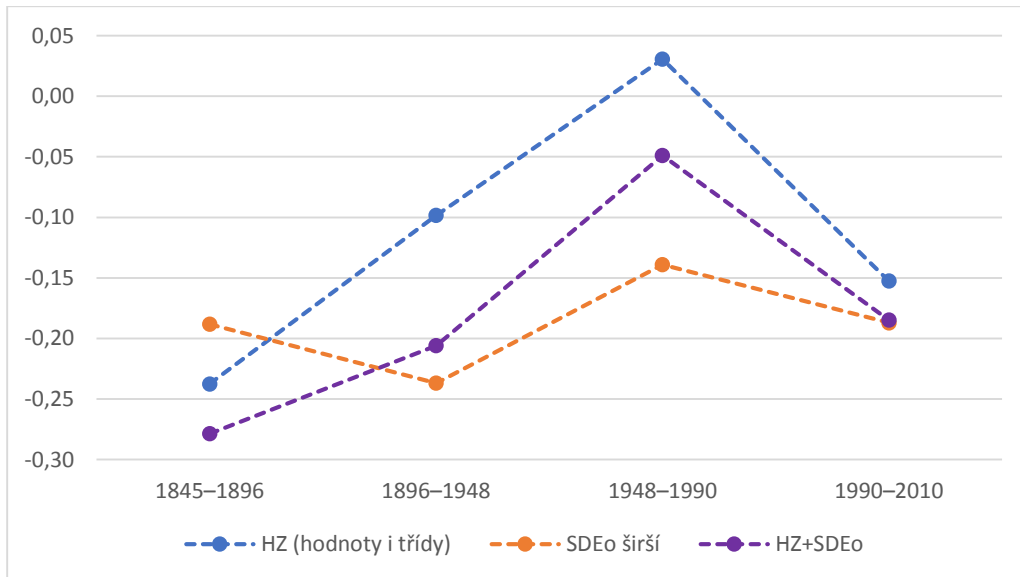
Pozn.: viz přílohu 14

Příloha 16 – Vztahy sídelní a dopravní exponovanosti (v širším vymezení) s dalším vymezením exponovanosti a jejich složkami (Pearsonův korelační koeficient)



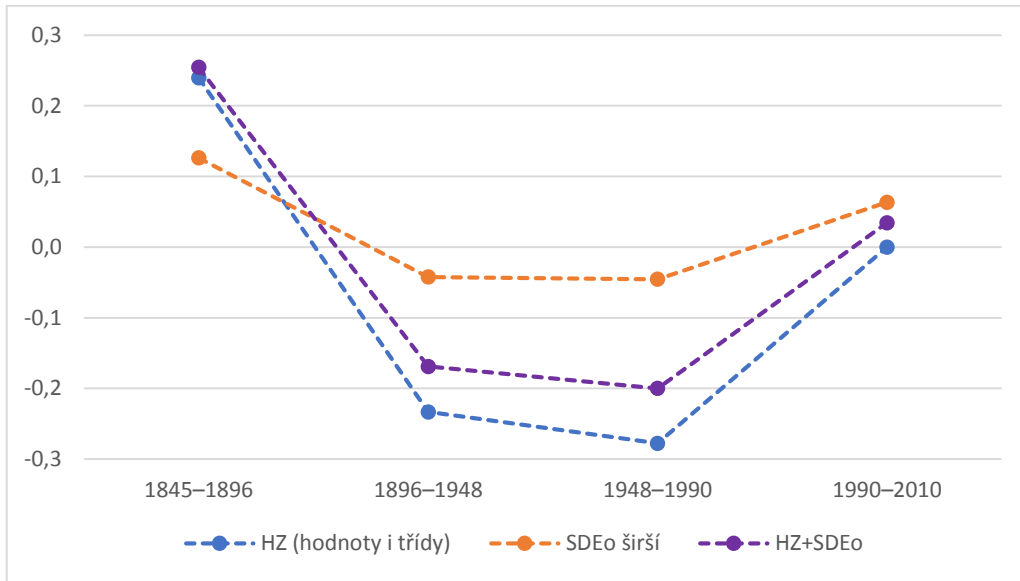
Zdroje: viz přílohu 11

Příloha 17 – Vztahy hustoty zalidnění a exponovanosti se změnou KEV (Spearmanův korelační koeficient pořadí)



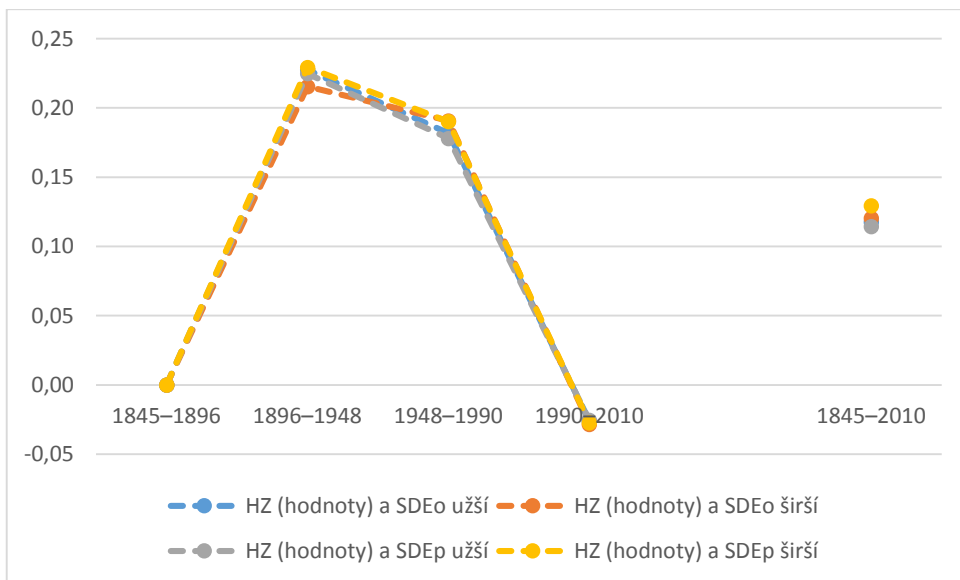
Zdroje: viz přílohu 11

Příloha 18 – Vztahy hustoty zalidnění a exponovanosti se změnou podílu orné půdy (Spearmanův korelační koeficient pořadí)



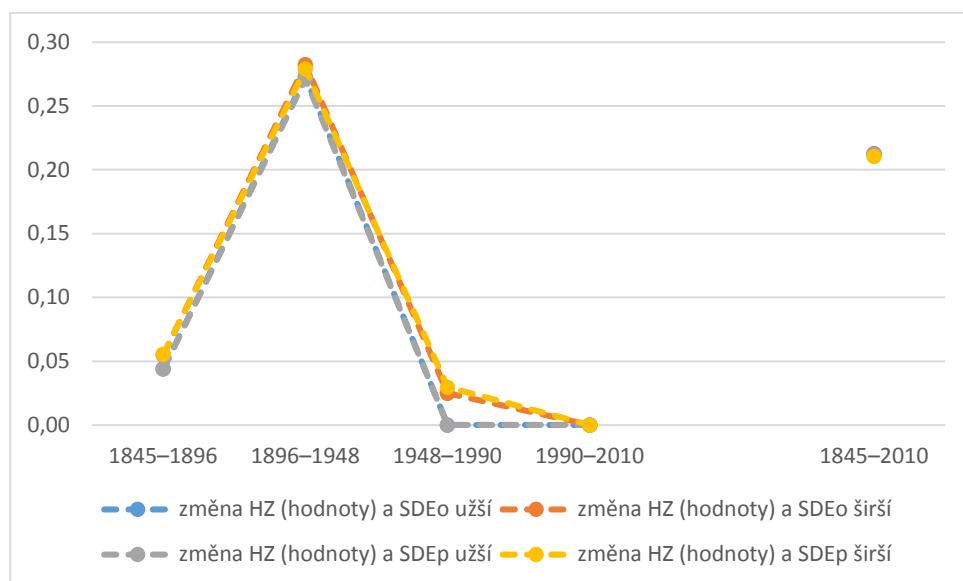
Zdroje: viz přílohu 11

Příloha 19 – Vztah sociálněgeografické exponovanosti (dle původních hodnot hustoty zalidnění) s intenzitou změn využití krajiny (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: viz přílohu 11

Příloha 20 – Vztah změny sociálněgeografické exponovanosti (dle původních hodnot hustoty zalidnění) s intenzitou změn využití krajiny (Pearsonův korelační koeficient)



Zdroje: viz přílohu 11

Příloha 21 – Vliv přírodních a společenských podmínek na zastoupení orné půdy (standardizované regresní koeficienty a koeficient determinace vícenásobné lineární regrese)

	1845	1896	1930	1950	1990	2010
nadmořská výška	-0,142	-0,172	-0,187	-0,198	-0,104	-0,136
sklonitost	-0,271	-0,284	-0,295	-0,277	-0,465	-0,445
bodová výnosnost	0,209	0,213	0,241	0,255	0,311	0,327
HZ (třídy)	0,245	0,274	0,228	0,148	-0,032	-0,033
SDEo (širší)	0,020	-0,015	-0,088	-0,078	-0,026	-0,034
R <sup>2</sup> (%)	38,2	45,4	45,1	42,6	53,9	56,4

Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hampl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011), SPÚ (2017).  
Pozn.: R<sup>2</sup> – koeficient determinace.

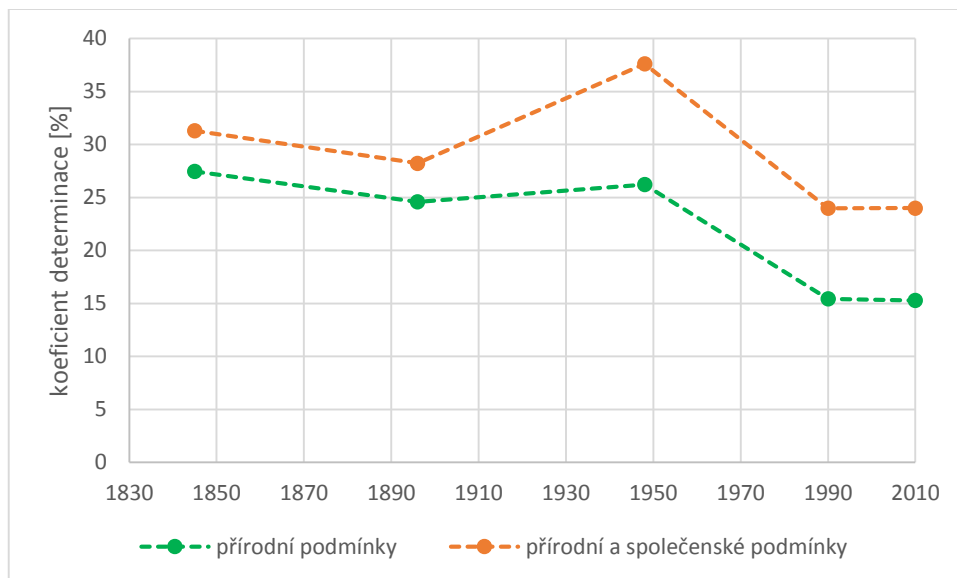
Příloha 22 – Vliv přírodních a společenských podmínek na hodnotu koeficientu ekologické významnosti (standardizované regresní koeficienty a koeficient determinace vícenásobné lineární regrese)

	1845	1896	1930	1950	1990	2010
nadmořská výška	0,125	0,167	0,159	0,165	0,176	0,190
sklonitost	0,311	0,333	0,335	0,313	0,434	0,430
bodová výnosnost	-0,154	-0,131	-0,161	-0,177	-0,184	-0,207
HZ (třídy)	-0,310	-0,330	-0,327	-0,243	-0,131	-0,129
SDEo (širší)	0,004	0,032	0,072	0,067	-0,009	0,004
R <sup>2</sup> (%)	38,4	44,7	46,3	42,0	53,2	56,4

Zdroje: viz přílohu 21. Pozn.: R<sup>2</sup> – koeficient determinace.

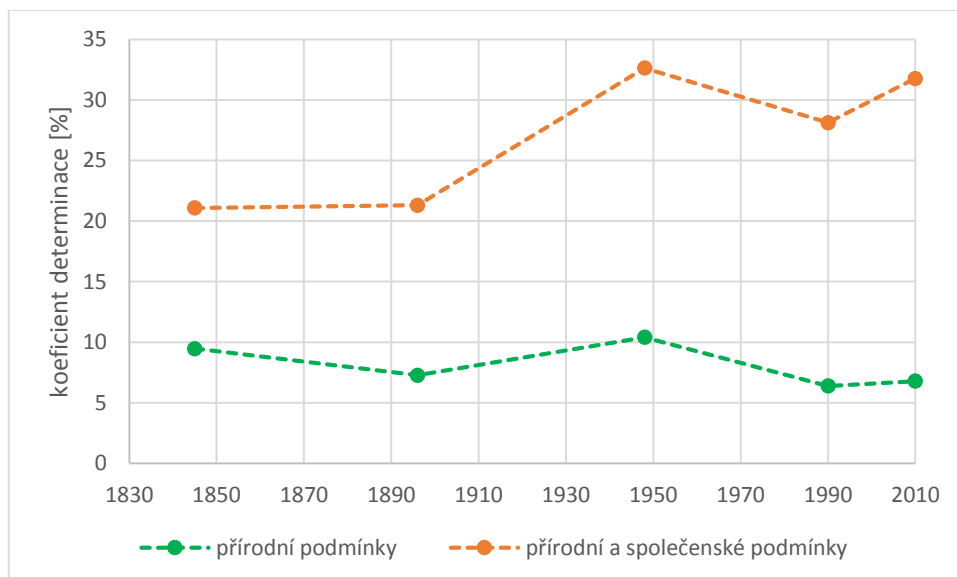


Příloha 23 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění trvalých kultur (vícenásobná lineární regrese)



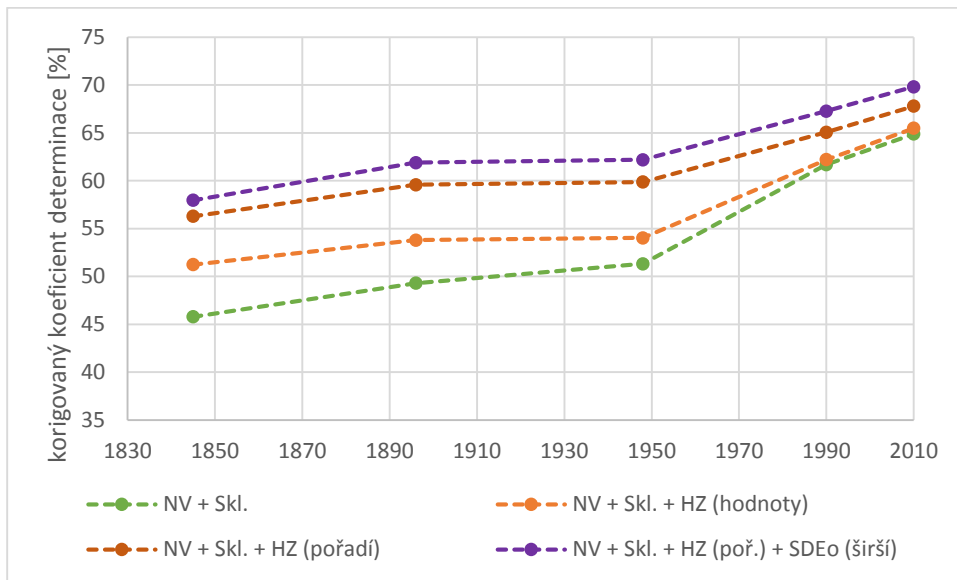
Zdroje: viz přílohu 21

Příloha 24 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění jiných ploch (vícenásobná lineární regrese)



Zdroje: viz přílohu 21

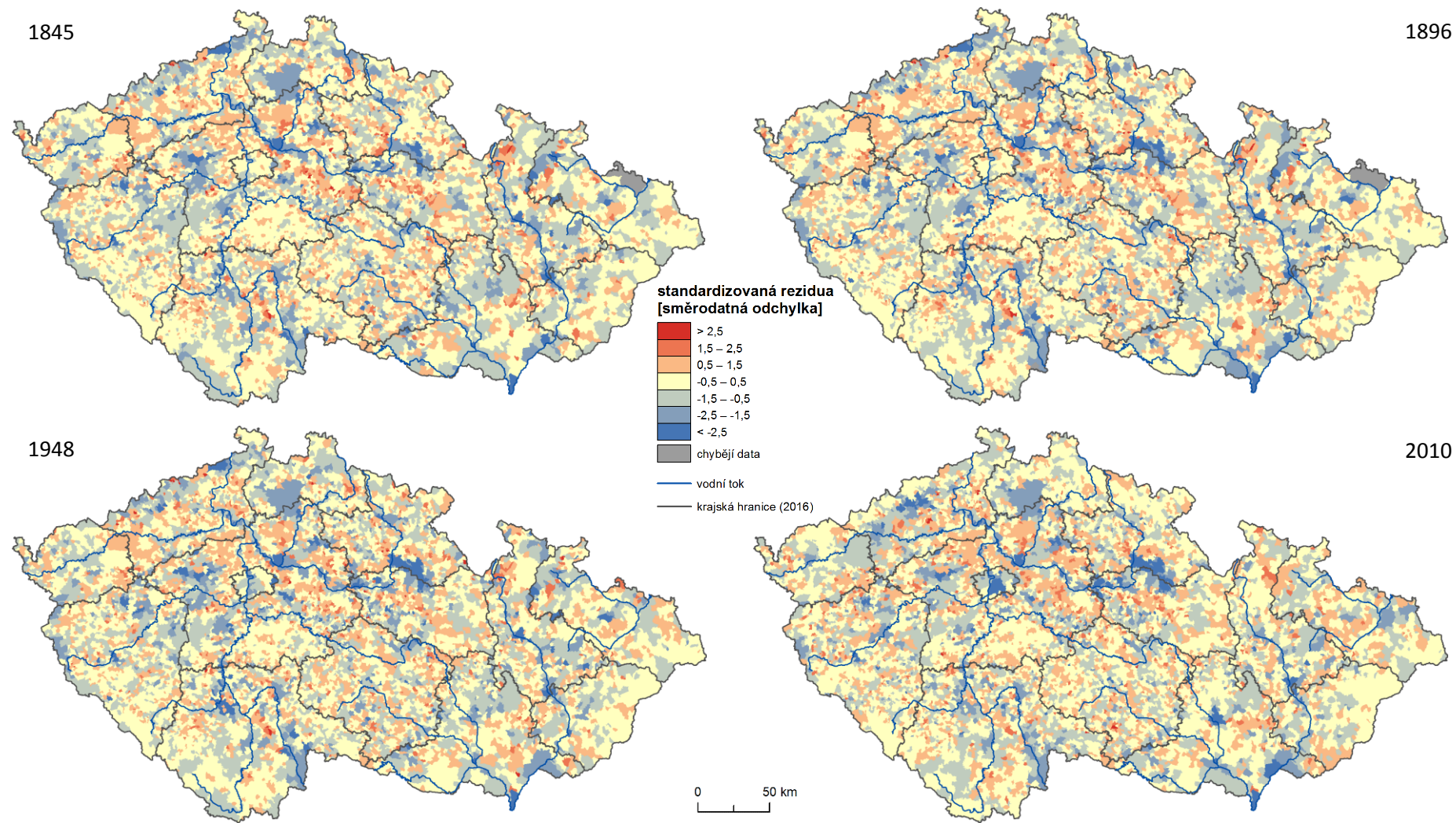
Příloha 25 – Vliv vybraných přírodních a společenských podmínek na hodnotu koeficientu ekologické významnosti (geograficky vážená regrese)



Zdroje: ArcČR 500 (2012–2016); Bičík a kol. (2013); ČSÚ (2015); ČÚZK (2018); Hamppl, Gardavský, Kühnl (1987); HÚ ČSAV, ÚSGK (1965); Churaň (2010); Sekera (2011).

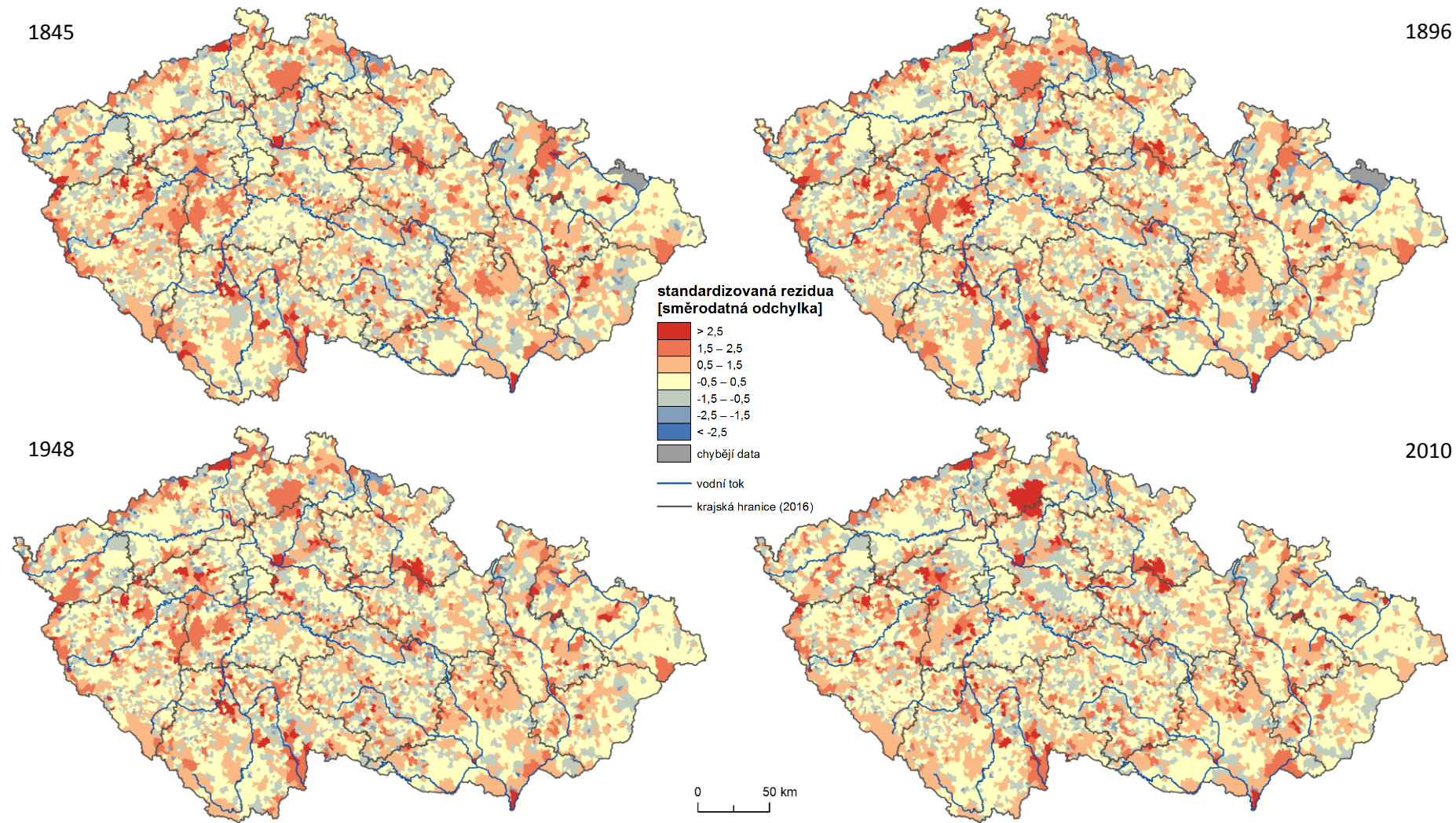
Pozn.: NV – nadmořská výška, Skl. – sklonitost, HZ – hustota zalidnění, SDEo – sídelní a dopravní exponovanost (varianta „odmocnina“).

Příloha 26 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění orné půdy v Česku 1845–2010 (geograficky vážená regrese)



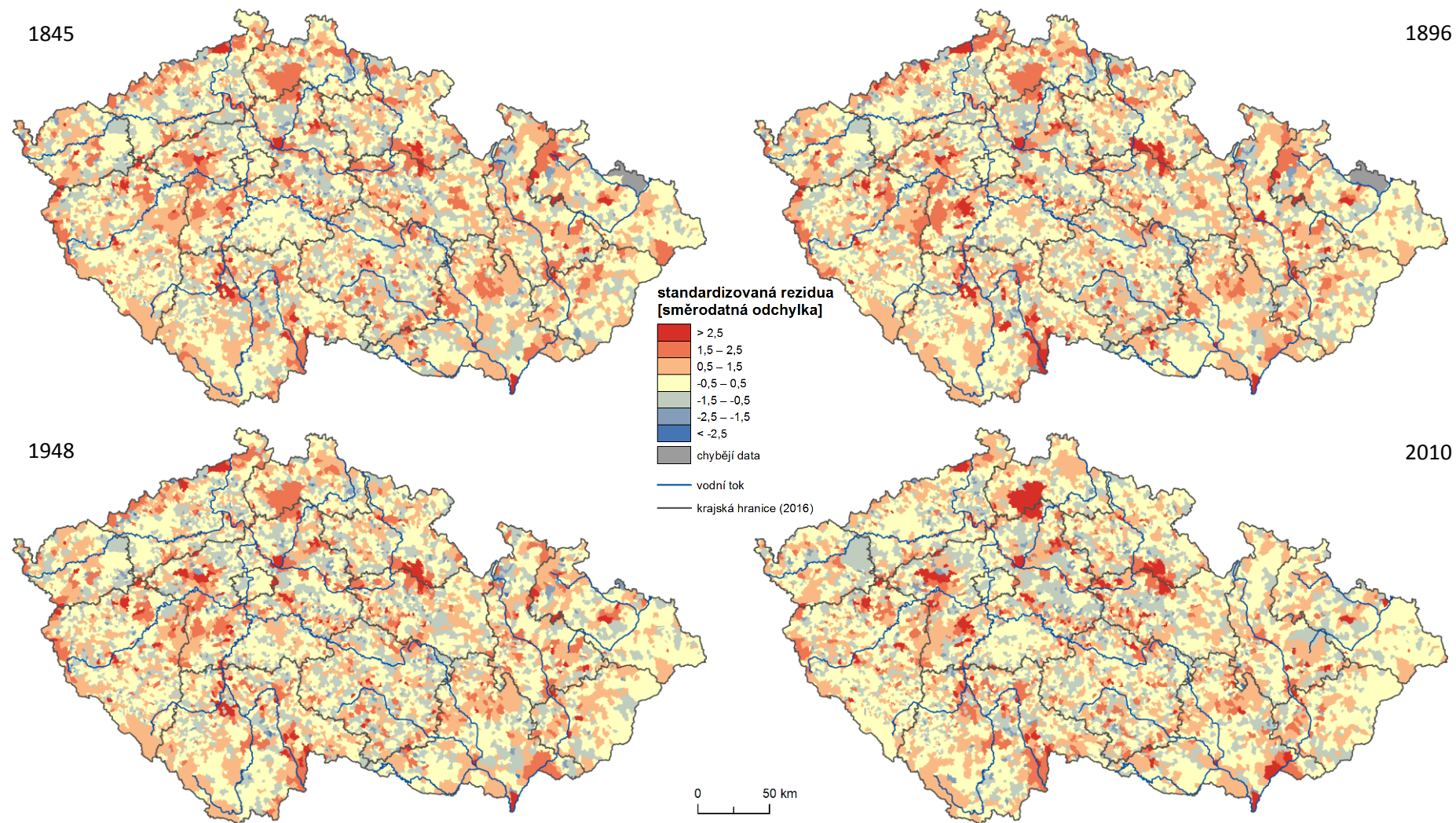
Zdroje: viz přílohu 25

Příloha 27 – Vliv přírodních a společenských podmínek na rozmístění lesních ploch v Česku 1845–2010 (geograficky vážená regrese)



Zdroje: viz přílohu 25

Příloha 28 – Vliv přírodních a společenských podmínek na koeficient ekologické významnosti v Česku 1845–2010 (geograficky vážená regrese)



Zdroje: viz přílohu 25



## Publikované studie

1. JELEČEK, L., BIČÍK, I., ŠTYCH, P., JANOUŠEK, Z., BLÁHA, J. (2012): Case study areas Abertamy, Hřebečná: Change of land use patterns 1842–2007. In: Bičík, I., Himiyama, Y., Feranec, J., Štych, P. (eds.): Land use/cover changes in selected regions in the world – Volume VII. IGU-LUCC, Asahikawa, 19–24.
2. ŠTYCH, P., BIČÍK, I., SPAZIEROVÁ, K., JANOUŠEK, Z., BLÁHA, J. (2012): Case study area Rudná: Change of land use patterns 1840–2005. In: Bičík, I., Himiyama, Y., Feranec, J., Štych, P. (eds.): Land use/cover changes in selected regions in the world – Volume VII. IGU-LUCC, Asahikawa, 25–29.
3. BURDA, T., JANOUŠEK, Z., CHROMÝ, P. (2014): Historické hranice v prostředí GIS: správní regiony v Česku 1920–2012. *Historická geografie*, 40, 41–72.
4. BIČÍK, I., JANOUŠEK, Z., KABRDA, J. (2015): Czechia: Changes in landscape use in the transformation period. *Romanian Journal of Geography*, 59, 3–17.
5. BIČÍK, I., KUPKOVÁ, L., JELEČEK, L., KABRDA, J., ŠTYCH, P., JANOUŠEK, Z., WINKLEROVÁ, J. (2015): Land use changes in the Czech Republic 1845–2010: Socio-economic driving forces. Springer, Cham.
6. JANOUŠEK, Z. (2018): Ztráty zemědělské půdy po roce 1990 v Libereckém kraji. *Geografie*, 123, 2, 253–278. (*pětiletý průměr IF: 0,817*)
7. JANOUŠEK, Z., PAPAJ, V., BRÁZDA, J. (2019): Land protection versus planned land consumption: an example of the Hradec Králové Region. *Soil and Water Research*, 14, 138–144. (*pětiletý průměr IF: 1,233*)