



KATEDRA
ENVIRONMENTÁLNÍCH
STUDIÍ

Zbyněk Ulčák

Hospodaření v krajině: vybrané kapitoly

Masarykova univerzita, Fakulta sociálních studií



Katedra environmentálních studií, Brno 2014

muni
PRESS



Zbyněk Ulčák

Hospodaření v krajině: vybrané kapitoly

Masarykova univerzita
Brno 2014



INVESTICE DO ROZVOJE VZDĚLÁVÁNÍ

Tato publikace vznikla v rámci projektu OP VK s názvem „Inovaci bakalářských studijních programů k lepší zaměstnatelnosti“ s registračním číslem CZ.1.07/2.2.00/28.0238. Tento projekt je spolufinancován Evropským sociálním fondem a státním rozpočtem České republiky. Více informací k projektu naleznete zde: <http://www.fss.muni.cz/cz/site/struktura/projekty/inza>.

Vědecká redakce MU / Scientific Editorial Board of Masaryk University:

prof. PhDr. Ladislav Rabušic, CSc.

Ing. Radmila Droběnová, Ph.D.

Mgr. Michaela Hanousková

doc. Mgr. Jana Horáková, Ph.D.

doc. JUDr. Josef Kotásek, Ph.D.

Mgr. et Mgr. Oldřich Krpec, Ph.D.

prof. PhDr. Petr Macek, CSc.

PhDr. Alena Mízerová

doc. Ing. Petr Pirožek, Ph.D.

doc. RNDr. Lubomír Popelínský, Ph.D.

Mgr. David Povolný

Mgr. Kateřina Sedláčková, Ph.D.

prof. RNDr. David Trunec, CSc.

prof. MUDr. Anna Vašků, CSc.

prof. PhDr. Marie Vítková, CSc.

Mgr. Iva Zlatušková

doc. Mgr. Martin Zvonař, Ph.D.

Recenzent: doc. RNDr. Aleš Dolný, Ph.D.

© 2014 Masarykova univerzita

Text © 2014 Zbyněk Ulčák

Foto © 2014 Zbyněk Ulčák

ISBN 978-80-210-7650-1

ISBN 978-80-210-7649-5 (brož. vaz.)

Obsah

1. Úvod	7
2. Ke kořenům neudržitelnosti	9
3. Projevy neudržitelnosti průmyslového zemědělství	12
4. Zemědělství jako produkt zelené revoluce	33
5. „Zapomenuté“ zemědělství	35
6. Udržitelné zemědělství – obsah pojmu	38
7. Možnosti indikace udržitelného hospodaření v krajině	45
7.1. Ukazatele OECD	45
7.2. Udržitelnost jako vědecká mozaika	48
7.3. Udržitelnost jako participace	49
8. Udržitelné ekologické zemědělství?	55
9. Kooperace jako mimoprodukční funkce ekologického zemědělství	60
10. Udržitelné hospodaření v krajině – cíl, nebo prostředek?	64
11. Závěr	67
12. Summary	68
13. Literatura	70

1. Úvod

Tento text se zaměřuje na zemědělské aktivity člověka v krajině, které se snaží posuzovat z hlediska konceptu udržitelného rozvoje. Ve shodě s jinými autory (Rigby, Cáceres 2001; Weaver, Rotmans 2006) předpokládáme, že přistupovat ke koncepci udržitelnosti jako k souboru definovatelných procesů je nedostatečné. Vždyť jak se slučuje tato neexaktní společenská konstrukce s aktivitou natolik zakotvenou v určitém prostoru a užívající za základ své činnosti doslova „pevnou půdu“, jakou je zemědělství? Co by mělo vypovídat o udržitelnosti zemědělského hospodaření? Zemědělství má spolu s lesním hospodařením v globálním měřítku největší vliv na charakter krajiny. Protože jsou to aktivity zjevně závislé na přírodních podmínkách a podstatnou měrou je zpětně ovlivňující, je od nich spíše než od jiných činností očekáváno dosažení „udržitelného stavu“. Bell a Morse (1999) považují zemědělství za jednu z hlavních příčin vzniku zájmu o environmentální problémy. Důvody jsou lehce srozumitelné. S produkty zemědělství přichází do styku úplně všichni a lidé jsou ochotni vnímat jím způsobené ovlivnění kvality potravin, vody a prostředí rychleji a citlivěji než jiné environmentální dopady lidské činnosti. Druhým důvodem je plošné rozšíření zemědělství, a tedy i jeho výrazný vliv na velkou část životního prostředí. I počátky environmentálního hnutí jsou spojeny se zemědělstvím, přesněji řečeno s používáním pesticidů a kritikou jejich nadměrného používání v knize z roku 1962 *Mlčí jaro* americké autorky Rachel Carsonové (Carson 1994). Z tohoto důvodu byl (a je tomu někdy i v současnosti) obsah termínu udržitelné zemědělství redukován na zemědělské praktiky šetrné k prostředí (Reganold et al. 1990; Petr, Dlouhý 1992) či zaměňován s pojmem „agroekologie“ (Francis et al. 2000), ztotožňován s ekologickým zemědělstvím, případně do něj byla zahrnuta krajinotvorná funkce zemědělství. I když budeme charakterizovat dopady zemědělství na prostředí, v žádném případě neredukujeme obsah udržitelného zemědělského hospodaření jen na otázku technologií a jejich vlivů.

V jednotlivých kapitolách se zabýváme hledáním možných významů pojmu „udržitelné hospodaření“ hlavně na příkladu vzniku a vývoje současného zemědělství průmyslového charakteru v rozvinutých zemích, pokoušíme se podat stručnou informaci o jeho neudržitelnosti nejen z environmentálního hlediska a charakterizujeme hlavní existující či navrhované varianty.

Text je určen všem zájemcům o environmentální a sociální aspekty současného zemědělského hospodaření v krajině, přičemž si nečiní nárok na vytvoření vyčerpávajícího přehledu – autor se snažil soustředit se na vybrané klíčové okruhy. Cílem bylo zachytit zejména dlouhodobější trendy ovlivňující zemědělské hospodaření v krajině tak, jak jsou reflektovány v akademické literatuře i vlastní badatelské činnosti autora. Opakované a několikanásobné reformy národních zemědělských politik i reformy Společné zemědělské politiky EU v posledním čtvrtstoletí reagují spíše na vnější projevy těchto trendů, aniž by se jim podařilo výrazněji ovlivnit jejich podstatu. V textu proto o detailech těchto politik úmyslně neinformujeme a zájemce odkazujeme na aktuální zdroje Food and Agriculture Organisation, Evropské komise a Ministerstev zemědělství a životního prostředí ČR. Autor rovněž očekává čtenářovu základní orientaci v nejběžnějších pojmech biologie, chemie a environmentální ekonomie.

2. Ke kořenům neudržitelnosti

Proces modernizace a industrializace světového zemědělství není oproti běžně rozšířenému přesvědčení pouze výsledkem vývoje v rozvinutých zemích po druhé světové válce. Současný rozmach zemědělství, zahrnující nejen růst objemu produkce, ale také nebývalé technické a (bio)technologické inovace, je pokračováním trendu nastoleného v zemích západní Evropy od poloviny 18. století. Právě kořeny tohoto vývoje však lze spatřovat v rozkvětu zemědělství v Anglii již asi od roku 1600 (Thirsk 1997). Od počátku 16. století do poloviny 19. století se zvýšily výnosy obilnin přibližně o 150 procent, přičemž k největšímu růstu došlo mezi lety 1750–1850, kdy celková sklizeň obilnin vzrostla z 85 na 200 milionů bušlů ročně (1 britský bušl = přibližně 36,4 l). Obdobných výnosů bylo dosahováno i v některých dalších evropských zemích, ale pouze v Anglii to bylo díky vysoké produktivitě pracovní síly. Ta byla o 40 až 50 procent vyšší než v jiných státech severozápadní Evropy, které samy předstihly oblasti jihu a východu Evropy (Mannion 1995). Za hlavní příčinu tak mohutného rozmachu zemědělské produkce je považována přeměna drobných hospodářství nájemců půdy ve velké kapitalistické farmy, jejichž pozemky vznikly pro vlastníky půdy ekonomicky výhodným procesem ohrazování, tedy scelování úzkých drobných pásů půdy ve velká pole. Výsledkem byl stav, kdy již na počátku 19. století byla většina farem v Anglii a ve Skotsku provozována jako komerční velkostatky – na rozdíl od převažujícího malorolnického charakteru hospodaření například v Belgii, Nizozemsku či západním Německu (Hoggart et al. 1995). Důsledky jsou dodnes patrné při srovnání velikosti farem ve zmíněných zemích: ve Velké Británii činí průměrná rozloha hospodářství 91 ha, zatímco v Belgii 32 ha a v Nizozemsku 26 ha. Zajímavé je rovněž srovnání rozlohy hospodářství v Německu (56 ha) a Rakousku (19 ha) s průměrnou rozlohou farmy v ČR, která činí 152 ha (Eurostat 2014).

Ohrazování, jehož hlavním cílem byla přeměna orné půdy na tehdy ekonomicky výhodnější pastviny, podněcovalo bouře drobných rolníků. Odpor k němu je vyjádřen i ve verších zemědělského dělníka Johna Clara z počátku 19. století (Atkins et al. 1998: 86, vlastní překlad):

*„Zmizel pasáček ze zelené pastviny,
s ním každý keř a strom,
kolem se rozkládá pustá nahota
a hnědé prázdné úhory,
všechno je poseto sloupy či pažením
a převráceno vzhůru nohama.“*

Z emotivně laděného textu prostého člověka můžeme vysledovat, že rozšiřování pastvin znamenalo i odlesňování a odstraňování rozptýlené zeleně. Dodejme však, že ohrazování probíhalo formou výsadby a tvorby pevných živých plotů, a po čase vyústilo v dnes oceňovanou unikátní síť ekologicky i esteticky hodnotných struktur anglické venkovské krajiny. Naši pozornost si zaslouží i zjištění (Čechura 1990, 1994; Stejskal 1995, 1999), která dokládají, že „mikrokapitalistická“ produkce i pro značně vzdálený trh byla hnací silou změn způsobu zemědělského hospodaření i v českých zemích již v 17. století.

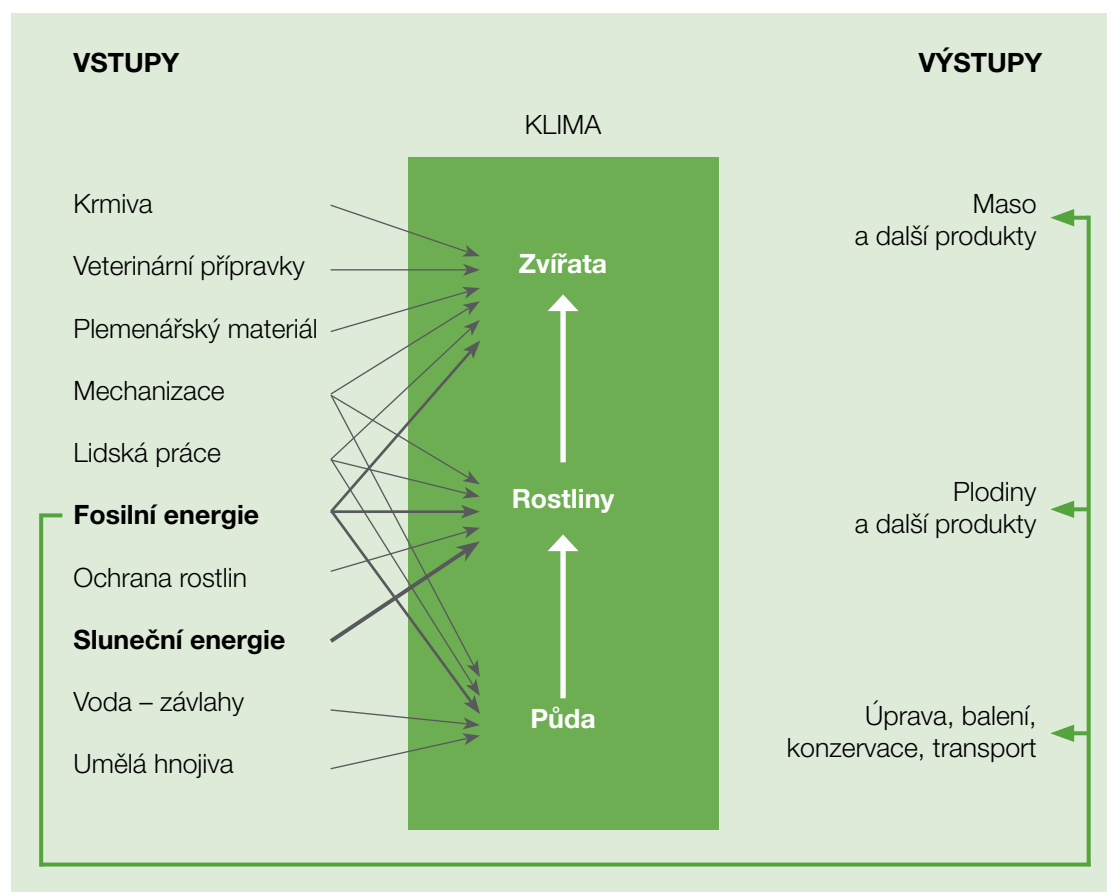
Změny v organizaci využívání venkovské krajiny byly doprovázeny zaváděním revolučních technologických praktik. Za nejdůležitější můžeme bezpochyby označit vznik norfolkského osevního postupu, který zavedením pravidelného pěstování jetele a okopaniny (původně tuřínu) namísto úhory zvýšil nejen intenzitu využívání orné půdy, ale přinesl i podstatný nárůst produkce krmiva pro dobytek, doprovázený vyšší produkcí hnoje jako zdroje živin. Toto pravidelné střídání plodin se do poloviny 19. století rozšířilo po celé Evropě a bylo brzy následováno prvky skutečné industrializace zemědělství – importem chilského ledku jako prvního neorganického hnojiva ve 30. letech 19. století, vynálezem sklízecí mlátičky v USA v roce 1838, využitím chladicích lodí pro transport masa z USA do Evropy v 80. letech 19. století a zavedením dojícího stroje v roce 1889. Za převratný technologický skok s netušenými environmentálními dopady pro zemědělství lze označit zavedení průmyslové výroby dusíkatých hnojiv v roce 1913. Dvacátá léta 20. století již přinesla běžné používání traktorů a mechanizované sklizně, brzy následovala první chemická ochrana proti škůdcům.

V těchto trendech pak pokračoval po druhé světové válce dynamický rozvoj zemědělských technologií, spočívající jak v globálním rozšíření chemizace zemědělství formou používání umělých hnojiv či látek na ochranu rostlin, tak v širokém zavádění mechanizace a závlah. K tomu přistupují od 80. let 20. století zcela nové postupy šlechtění (či lépe řečeno tvorby) odrůd plodin a plemen hospodářských zvířat. Za nutné považujeme rovněž zmínit pokračující trend zprůmyslnění zpracování zemědělských produktů, představovaný vedle produkce potravin i globalizovanou výrobou krmiv pro zvířata. Významným prvkem této etapy je posilování negativních environmentálních i sociálních dopadů tohoto typu zemědělství.

Obrázek 1 přináší schematické vyjádření vstupů a výstupů moderního zemědělského systému industriálního charakteru bez označení výstupů ve formě ztrát látek

a energie. K tomuto obrázku se budeme vracet při charakteristice tří současných paralelně existujících forem zemědělství, ve které vyústil výše naznačený vývoj zemědělských systémů a technologií. Jedná se o zemědělství s průmyslovým charakterem pěstování plodin a chovu zvířat, které si vyžádá naši největší pozornost, o jím ovlivněný systém, jenž je výsledkem „zelené revoluce“ 60. let 20. století, a o „zapomenuté zemědělství“ (Pretty 1995a), charakterizované nízkou produkcí, nevelkou náročností na vnější vstupy, a přesto doprovázené environmentální degradací.

Obr. 1. Schéma hlavních vstupů a výstupů industrializovaného zemědělského systému



Zdroj: Mannion 1995, upraveno

3. Projevy neudržitelnosti průmyslového zemědělství

Pro zemědělství průmyslového charakteru je charakteristické vysoké množství materiálových i energetických vstupů. Je provozováno zejména v prostředí, kde technologie, na kterých je zcela závislé, vznikly, případně tam, kde lze podmínky snadno upravit pro jejich aplikaci. Pro plynulé fungování celého systému je důležitá přítomnost kvalitních půd a dostatečného množství vody pocházející z přirozených zdrojů nebo závlah, používání moderních odrůd plodin a plemen zvířat, dostupnost mechanizace a agrochemikálií a snadný přístup k dopravní infrastruktuře a trhům. Jeho provozování je závislé na specializaci farem na úzké spektrum plodin či zvířat; masivním využívání vstupů pocházejících vně systému farmy, jejichž nízké ceny, případně vysoké ceny produktů či dotace zvyšují intenzifikaci provozu; zvyšující se velikosti farem a koncentraci produkce, s čímž souvisí nedostatečné zohlednění dopadů činnosti farmy na okolí (Doering 1992; Horne, McDermott 2001). Je charakteristické pro všechny průmyslově vyspělé země. Jeho výsledkem je vysoké množství produkce nacházející uplatnění na domácím trhu i určené pro export. Z pohledu ekonomických statistik je považováno za vcelku fungující odvětví, i když existují velké rozdíly mezi jednotlivými státy v míře jeho podpory.

Vyjmenovaných úspěchů je však dosaženo za nemalou cenu. Z pohledu poučeného současníka jsou pozitivní i negativní dopady zemědělství na krajinu spojeny již s domestikací zvířat a rostlin. Pokud environmentální historikové hodnotí kriticky důsledky vývoje zemědělských systémů (Atkins 1998; Krech et al. 2003; Kysučan 1997), činí tak s dnešní znalostí věci, málokdy se mohou opřít o uvědomělou reflexi současníků, založenou na důkazech. Většinou musí pracovat se subjektivními postoji, často zpracovanými do formy uměleckého vyjádření. Počátky skutečně argumentačně podložených odmítavých postojů k nastoupené industrializaci rolnictví spadají do počátku 20. století a lze je spojovat se vznikem prvních pokusů o hospodaření, jehož základem je mimo jiné vědomé odmítání chemizace. Takto vznikl biodynamický směr zemědělství, který je z více důvodů neoddelitelně spjat se jménem svého zakladatele – filozofa Rudolfa Steinera, vzděláním fyzika a chemika. Tento systém však do dnešní doby

zůstal omezen na relativně malou skupinu příznivců (Steiner 1999; Turinek et al. 2009). Naproti tomu široké uvědomování si negativních dopadů intenzifikace zemědělství vyvolala v 60. letech 20. století již zmíněná kniha Rachel Carsonové *Mlčící jaro*. Jak upozorňuje Pepper (1996), v Británii a Spojených státech 40. a 50. let byli agrochemici téměř národními hrdiny. Vývojem a zaváděním herbicidů a pesticidů předvedli veřejnosti svou vědu jako zdroj „národní bezpečnosti“ (tedy potravinové soběstačnosti), „ekonomické prosperity“ (zemědělské produktivity) a „pomoci chudým“ (zelená revoluce v zemích Třetího světa). Kniha R. Carsonové, ve které autorka spojila odborný přístup s emotivním podáním, s nímž charakterizuje možné negativní důsledky používání pesticidů, se stala jednou ze základních prací, které způsobily erozi důvěry v autoritu vědy jako takové.

Mlčící jaro je vlastně prací, která předznamenává zkoumání degradace environmentálního kapitálu. Běžně používaná metoda analýzy nákladů a výnosů určuje výhodnost či nevýhodnost používání agrochemikálií srovnáním hodnoty přírůstku sklizně s náklady jejich pořízení a aplikace. Hlavním problémem, který limituje vypovídací schopnost tohoto přístupu a který by byl z hlediska aplikace metod environmentálního účetnictví pro hodnocení udržitelnosti zemědělského provozu (a to nejen v případě agrochemikálií) rozhodující, je určení výše externích nákladů. Konkrétně by to znamenalo v globálním měřítku například ohodnotit dopad způsobený aplikací více než 2 milionů tun aktivních látek pesticidů ročně, přičemž celková spotřeba pesticidů se od roku 1950 zvýšila padesátkrát. Těžiště spotřeby leží v průmyslově vyspělých zemích sdružených v Organizaci pro hospodářskou spolupráci a rozvoj OECD, přičemž 45 procent je použito v Evropě a 25 procent v USA (Arnab et al. 2014). Odhad částky, kterou zaplatili američtí farmáři za pesticidy, činil před časem plnou třetinu celosvětových výdajů na pesticidy, tedy asi 4 miliardy dolarů, přičemž hodnota profitu představovaného zvýšením výnosů a údajnou lepší kvalitou produktů byla vyčíslena na 16 miliard dolarů (Pretty et al. 1998; Pearce, Tinch 1998). V současnosti dosahuje odhad světové hodnoty prodeje pesticidů 38 miliard dolarů (PAN GERMANY 2012). Finanční vyjádření environmentálních dopadů aplikace takového množství pesticidů lze i za pomoci environmentální ekonomie jen odhadovat. Konkrétně cena poškození zdraví konzumentů, narušení kvality podzemních vod, likvidace přirozených nepřátel zemědělských škůdců, překonání rezistence plevelů, úhynů domácích zvířat a včel včetně následného snížení opylování, přímého poškozování porostů plodin, ztrát v rybářství a nákladů na regulující legislativu byla jen ve Spojených státech odhadována až na 8 miliard dolarů ročně, z toho jen náklady na odstraňování znečištění podzemních vod dosahovaly asi 1,8 miliardy dolarů (Pimentel et al. 1992). Pro situaci po čtyřiceti letech masivního používání pesticidů ve Velké Británii jsou ilustrativní údaje J. Prettyho (1998, 2002). Náklady na pořízení technologií schopných vyčistit pitnou vodu od reziduí každoročně používaných 35 tisíc tun pesticidů by jen v Británii dosáhly

asi jedné miliardy liber a jejich roční provoz by stál dalších 121 milionů liber. K tomu je nutno dále přičíst roční náklady na čištění vod od dusičnanů z hnojiv (24 milionů liber), na odstraňování následků eroze půdy (24–50 milionů liber) a havárií, při kterých odpady z farem znečistí vody (5 milionů liber) – celkem 200 milionů liber nákladů pouze na čištění vod. Celkové externí náklady britského zemědělství byly odhadovány na 1,5–2 miliardy liber. Taková je cena environmentální zátěže způsobené zemědělstvím, kterou ovšem namísto pravých znečišťovatelů – zemědělců – musí zaplatit společnost, čímž jejich činnost dále skrytě dotuje. Největší neznámou, vzpírající se uchopení i z etických důvodů, je ovšem určení finanční hodnoty lidského kapitálu – zdraví a života –, se kterou podobné odhady pracují. Pro informaci se tedy omezíme na údaje Pearceho a Tinche (1998), kteří pro výpočty v podmínkách USA a Velké Británie uvedli hodnotu života statistického jedince v rozmezí 1–2 milionů dolarů. Těchto hodnot by bylo možno použít pro oceňování zdraví a života asi 6 tisíc dětí ve Spojených státech, u kterých se vyvine rakovina způsobená rezidui pesticidů v potravinách, nebo při odhadu ceny zdraví více než 3 milionů pracovních sil, které se v globálním měřítku na výrobě a distribuci pesticidů podílejí. Globální odhad počtu otrav pesticidy se pohybuje mezi 1 až 5 miliony případů ročně (často s chronickým poškozením zdraví) a umírá na ně okolo 20 000 lidí (UNEP 2004) – hodnota zdraví a života obyvatel rozvojových zemí bývá účetně ovšem 10–20krát nižší. V některých zemích OECD docházelo v průběhu 90. let k pozitivnímu trendu poklesu spotřeby pesticidů. Například v Maďarsku a ČR spotřeba za období 1987–1997 poklesla o přibližně 65–70 procent, což bylo ovšem způsobeno prudkým nárůstem cen a změnou ekonomickou situací zemědělství od počátku 90. let. Ve stejné dekádě došlo k výraznému poklesu spotřeby v zemích EU – spotřeba poklesla z 333 tisíc tun na 254 tisíc tun, tedy o 24 procent (výjimku tvoří Řecko a Irsko, kde spotřeba stoupla o 31 a 16 procent). Pokles v ostatních zemích byl výsledkem uskutečňování aktivních plánů redukce používaného množství a přispělo k němu také šíření ekologického zemědělství a integrované ochrany rostlin – např. v Itálii dosáhl pokles 48 procent a ve Švédsku dokonce 63 procent (OECD 2001). Vývoj od roku 2000 však v řadě zemí EU přinesl zastavení dřívějšího poklesu spotřeby a někdy i významný nárůst. Například v Polsku narostla spotřeba pesticidů mezi lety 2000–2005 o 81 procent a v Litvě dokonce o 158 procent, v ČR se zvýšila spotřeba pesticidů v období 2000–2012 o 33 procent a umělých hnojiv o 55 procent (Eurostat 2012; CENIA 2012).

Znečištění podzemních a povrchových vod, projevující se zejména jejich eutrofizací, a kontaminace hlavně rostlinných potravin nitráty jsou dalšími projevy intenzifikace zemědělství, která vyústila v degradaci přírodního kapitálu. Rozhodujícím faktorem eutrofizace je nadměrné používání umělých dusíkatých a fosforečných hnojiv. Dusík, zejména v dusičnanové formě, je kvůli své vysoké rozpustnosti rychle vyplavován do podzemních vod, mnohem hůře rozpustný fosfor je navázán na půdní

Tab. 1. Vývoj spotřeby průmyslových hnojiv v ČR (kg · ha⁻¹)

Rok	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Celkem živin
1986	88,7	69,2	74,2	232,1
1989	98,5	63,5	55,9	217,9
1990	89,8	56,8	50,8	197,4
1991	46,0	11,0	8,0	65,0
1992	48,2	10,5	7,1	65,8
1993	40,0	13,0	10,5	63,5
1994	57,6	10,2	13,0	80,8
1995	55,4	14,6	12,8	82,8
1996	61,3	11,8	8,0	81,1
1997	55,1	11,7	10,1	76,9
1998	53,3	12,6	7,3	73,2
1999	51,1	8,6	5,9	65,6
2000	58,9	10,8	6,2	75,9
2001	72,6	12,3	7,3	92,2
2002	72,3	12,3	7,6	92,2
2003	60,6	11,7	7,3	79,6
2004	75,8	13,7	9,9	99,4
2005	73,2	11,7	7,7	92,6
2007	83,8	15,3	9,9	109,1
2009	63,4	4,3	0,3	68,0
2011	100,7	11,3	6,5	118,5
2012	98,9	12,2	6,5	117,6

Zdroj: MŽP 2013

částice unášené erozí a s nimi splavován zejména do povrchových vod. Dalším zdrojem obou živin je produkce a aplikace statkových hnojiv z chovu hospodářských zvířat a také rychlý rozklad hnoje, posklizňových zbytků či zeleného hnojení přímo na poli. Ve všech těchto případech půdní eroze způsobuje eutrofizaci povrchových vod smysem půdních částic s obsahem dusíku i fosforu. Množství takto ztracených živin, které pro zemědělce představuje i ztrátu finančního kapitálu, je nečekaně vysoké – Gardner (1996) odhaduje, že asi polovina živin použitých v zemědělství rozvinutých zemí není rostlinami nijak využita, a je tedy aplikována zbytečně, přičemž v některých oblastech západní Evropy množství dusíku z chovů zvířat přesáhlo „maximální akceptovatelné koncentrace“ třikrát až čtyřikrát (Lowe et al. 1997). Tyto oblasti intenzivní živočišné výroby jsou současně jedny z nejhustěji zalidněných regionů Evropy a zahrnují Belgii, Nizozemsko, Dánsko a severozápadní Německo – v těchto regionech je možnost využívání podzemních vod k pitným účelům podstatně omezena. Jak uvádí *Horizontální plán rozvoje venkova* (HRDP 2003), v České republice bylo identifikováno více než 40 procent ploch zemědělské půdy, ve kterých jsou vody znečištěny dusičnany. Tento stav je zapříčiněn zejména intenzivním hospodařením v minulosti, výskytem písčitých a mělkých půd v některých oblastech a nedostatečnými nebo nevyhovujícími skladovacími kapacitami na statková hnojiva. Z přehledu spotřeby průmyslových hnojiv (tabulka 1) od roku 1989 plyne z environmentálního hlediska příznivá informace o zhruba poloviční redukci používaného množství zejména hnojiv. Od vstupu ČR do EU v roce 2004 však opět dochází k nárůstu spotřeby průmyslových hnojiv, i když jejich množství nedosahuje dřívějších hodnot. Pokles v 90. letech se ovšem neprojevil v kvalitě podzemních vod (tabulka 2).

Tab. 2. Podíl vzorků přesahujících limity znečišťujících látek pro pitnou vodu z podzemních vod v %

Rok	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂
1994	23,1	23,1	11,2
1995	27,3	21,2	11,6
1996	33,7	22,9	12,1
1997	32,4	21,8	8,9
1998	19,4	18,7	9,0
1999	20,1	18,7	12,5

Zdroj: Statistická ročenka životního prostředí ČR 2000

Pod pojem chemizace zemědělství pro zjednodušení zahrneme vedle používání pesticidů, herbicidů a průmyslových hnojiv také některá krmiva, veterinární přípravky v chovu zvířat, ale i geneticky modifikované plodiny. Všechny tyto faktory bývají někdy považovány za jednu z příčin neudržitelné degradace environmentálního i lidského kapitálu způsobenou industriálním zemědělstvím. Takový pohled je ovšem dosti povrchní. Jejich negativní dopad je nepopíratelný, avšak spíše než příčinou jsou *důsledkem* mechanismů, které formovaly tento typ zemědělství do jeho současné podoby. Jak upozorňují Kirschenmann (1990), Marsh (1997) a zejména Pretty et al. (1998), tyto mechanismy jsou neudržitelné ze samé své podstaty.

Nejdůležitějším z nich je marginalizace zemědělství jako činnosti a ekonomického odvětví, která způsobuje specializaci a zjednodušování zemědělských systémů. Kvůli dlouhodobému produkčnímu cyklu a faktické nemožnosti měnit nabídku svých produktů není zemědělství schopno rychle reagovat na měnící se poptávku a je nuceno produkovat co nejvíce. V případě poklesu cen tak může dosáhnout alespoň minimálního zisku či co nejmenší ztráty. Tak ale uvažuje každý zemědělec, a důsledkem je, že se již v průběhu 20. století plynule snižoval zisk zemědělce z jednotky produkce. I když výroba a zpracování potravin se řadí mezi největší světová průmyslová odvětví, ekonomické postavení zemědělců tomu neodpovídá. Ještě v polovině 20. století dostal farmář nejméně polovinu konečné ceny, kterou zaplatil evropský zákazník za chléb, mléko, maso, zeleninu a další produkty. O zbývající část se podělili dodavatelé osiv, hnojiv, krmiv, mechanizace, zpracovatelé a prodejci. V současnosti se ovšem tento poměr změnil ve prospěch druhé skupiny. K farmářům se zřídka dostane více než 10–20 procent prodejní ceny potravin – například v Německu to bylo na počátku 90. let průměrně 20 feniků z každé marky utracené za potraviny oproti 75 fenikům v 50. letech. Ve Spojených státech obdržel rolník na počátku 20. století 40 procent konečné ceny produktu, na konci století se jeho podíl snížil na pouhých 10 procent (Gliessman 2000). Mezi lety 1975–1985 se v USA finanční hodnota prodeje potravin zdvojnásobila z 1 100 na 2 200 miliard dolarů, ovšem celkový příjem farem se zvýšil jen velmi málo – ze 40 na 45 miliard dolarů (Greenpeace 1992; Douthwaite 1996). Za těchto okolností je zemědělec nucen opouštět teoreticky správné agronomické a chovatelské zásady, jako jsou např. osevní postupy a diverzita pěstovaných plodin i chovaných zvířat. Ty ovšem mohou při důsledném dodržování znamenat snížení množství dosahované produkce. A proto je zemědělec postaven například do situace, když musí volit mezi odplevelujícím vlivem víceleté jeteloviny (pro půdu zúrodňující, ale nevýnosné), či rychlou aplikací herbicidu (avšak environmentálně nešetrnou). Tak se ze zemědělství stala obdoba pyramidových her – zisk přináší pouze těm, kteří nové technologie začali používat nejdříve. Kdo se zapojil později, čelí situaci zvyšující se nabídky, která tlačí cenu produktů dolů. Postupně se musí zapojit každý – ne proto, aby vydělal, ale aby přežil. Poslední neuspěje vůbec. Velké farmy profitují,

malé krachují a jsou pohlceny většími. Například v Německu klesla mezi lety 1949 a 1989 plocha obhospodařovaná farmami o velikosti do 5 hektarů čtyřikrát, zatímco plocha náležející farmám o rozloze nad 50 hektarů se zvýšila třikrát. V tomto systému nemůže být nic iluzornějšího než romantizující představa nezávislého rolníka, hospodářícího „na svém“. Že tuto představu někteří zemědělci neopustili, dokládá právě bezohledná chemizace, která je vyjádřením postoje „na svých polích si mohu používat, kolik chci chemikálií, protože je to mé právo“. Tento přístup je charakteristický pro 80. léta, nazývaná A. Etzionim (1994) „JÁ-dekádou“ či slovy F. Fukuyamy (2002) érou „dokonalých práv a nedokonalých povinností“. Tím ovšem zemědělci omezují právo ostatních nejen na čisté potraviny, ale i na nezávadnou vodu, zachování biodiverzity, příjemnou krajinu atd., a navíc přenášejí náklady na eliminaci dopadů své činnosti formou externalit na celou společnost. V takové situaci mohou zemědělci těžko očekávat vstřícnost veřejnosti při prosazování svých „práv“. Nejistá perspektiva, obtížná ekonomická situace a pokles prestiže povolání zemědělce (Tovey 1997a) vede v rozvinutých zemích rovněž k setrvalému stárnutí populace farmářů. Například v roce 1995 se v zemích EU podíl farmářů starších 55 let pohyboval většinou okolo 30 procent – největších hodnot dosahovalo Finsko a Švédsko (37 procent), nejmenší podíl byl v Nizozemsku (17,5 procenta) (Hoggart et al. 1995). V roce 2007 narostl ve starých zemích EU podíl farmářů starších 55 let na 57,5 procenta, přičemž v Itálii, Španělsku a ve Velké Británii převyšoval 60 procent a v Portugalsku dosáhl dokonce 73,4 procenta (European Communities 2012). V USA je více než 60 procent farmářů starších 55 let (USDA-ERS 2014a) a v Japonsku bylo v roce 1995 43 procent farmářů starších 65 let. Tyto údaje mají dopad i na používání agrochemikálií – výzkum mezi dvěma tisíci farmáři v Iowě potvrdil, že lidé mladší než 40 let jsou více ochotni volit metody omezující používání pesticidů (Pretty et al. 1998). Zvyšuje se rovněž podíl farmářů, kteří musejí vedle zemědělské činnosti hledat současně ještě jiný zdroj příjmů (de Vries 1993).

Marginalizace a zjednodušování zemědělských systémů vyúsťuje v intenzivní chovy dobytka a specializovanou rostlinnou produkci. Je to právě vztah mezi chovem dobytka a používáním pesticidů, který většinou uniká pozornosti. Přitom samo odvětví pěstování kukuřice a sóji ke krmným účelům spotřebuje téměř 50 procent celkové spotřeby pesticidů v USA. Nejméně jedna třetina celosvětové produkce zrnin (zejména kukuřice, prosa, ječmene, ovesa a žita) není spotřebována lidmi, ale zvířaty (FAO 2013). Pěstování obilnin ke krmným účelům se vyvinulo v environmentálně velmi náročný systém – počínaje nároky na živiny z umělých hnojiv a pesticidy přes spotřebu vody ze závlah až po erozi půdy. Ta bývá někdy omezena minimálními postupy zpracování půdy, které ovšem samy vyžadují aplikace větších množství herbicidů. Pesticidy a umělá hnojiva se staly jedním z nezbytných nástrojů fungování tohoto environmentálně zatěžujícího systému.

Dalším mechanismem dlouhodobě podporujícím používání agrochemikálií je dotační podpora zemědělství. Má-li být cílem odstranění či zmírnění výše popsaných tlaků marginalizace, pak musíme konstatovat, že se produkční dotace mívají účinkem, a naopak posilují tendence, kterým mají bránit. Nejenže způsobují velkou nadprodukcí, tvoří převahu nabídky nad poptávkou a stlačují ceny produktů, ale rovněž vedou ke zvýšené aplikaci agrochemikálií. Dotovaný zemědělec nepoužívá pesticidy jako prostředky ochrany rostlin až při aktuálním výskytu škůdce, ale aplikuje je i „preventivně“ bez skutečné potřeby – může si to dovolit (Pretty et al. 1998). Celková výše zemědělských dotací v zemích OECD činila na přelomu tisíciletí přibližně 330 miliard dolarů (Pye-Smith 2002), což představuje okolo 11 tisíc dolarů na jednoho farmáře nebo 170 dolarů na hektar zemědělské půdy (OECD 2001). Srovnáním úrovně dotační podpory zemědělství plyne jednoznačný vztah mezi výší dotací a množstvím použitých pesticidů na hektar a účinností využití aplikovaného dusíku (tabulka 3). K obdobným závěrům dochází i Gardner (1996) a Weiss (2002). Stejný vliv na množství používaných pesticidů a hnojiv se projevil u dotační podpory systému „set-aside“ v zemích EU v 90. letech 20. století. Faktickým výsledkem tohoto opatření, jehož cílem bylo omezení produkce povinným ponecháním části půdy ladem, bylo zvýšení aplikace chemikálií na zbytek plochy. Tím se farmáři snažili dosáhnout růst výnosu, který by jim kompenzoval pokles objemu produkce.

Tab. 3. Míra dotační podpory zemědělství a intenzita použití agrochemikálií (1995–1997)

Stát	Míra dotační podpory (%)	Pesticidy (kg·ha ⁻¹)	Účinnost využití N (%)
Japonsko	61	17	44
Korea	65	12	32
EU	44	1,7	59
USA	20	0,89	58
ČR	18	0,90	58
Nový Zéland	2	0,22	98

Zdroj: OECD 2001

Absurditu a environmentální škodlivost dotačních systémů podporujících intenzifikaci doložíme dvěma příklady. První zmiňuje americký autor Pye-Smith (2002: XV):

„Několik let dostával velšský farmář roční dotaci z fondů EU v ekvivalentní výši 24 tisíc dolarů na vypěstování jednoho sta tun lnu. Podmínkou obdržení dotace ovšem bylo, že len musel sklídit a vzhledem k nasycení trhu po sklizni zničit. Jednou se rozhodl ušetřit zbytečné náklady na sklizeň a len rovnou na poli zaoral. O jeho činu se dozvěděli kontrolori a obžalovali ho z podvodného získání dotace. Samotný soud označil podstatu sporu za ‚neuvěřitelnou‘.“

Druhý příklad přibližuje situaci v jižní Itálii z druhé poloviny 90. let, tedy již v období plného verbálního zdůrazňování nutnosti snižování nadprodukce a přechodu na environmentálně šetrnější způsoby hospodaření. Faktické poskytování přímých dotací na produkci však vedlo k osévání krajinářsky hodnotných, původně vinařských a ovocnářských teras obilninami. Jednalo se o nesmyslnou činnost, protože terasy byly tak úzké, že zralou plodinu nebylo možno sklídit pomocí mechanizace. Nebylo to však ani nutné, protože vyschlý porost vždy padl za oběť úmyslně založenému požáru. Jediným smyslem celé činnosti bylo čerpání dotací místní mafií (Wohlmeyer 2002). Dlužno ovšem dodat, že v posledních 15 letech dochází v zemích OECD k postupnému snižování produkčních dotací. Jestliže v roce 1999 činil průměr dotací v zemích OECD 35,3 procenta hodnoty zemědělské produkce, tak v roce 2013 tento podíl poklesl na 18,2 procenta (OECD 2014).

Postupující koncentrace prodeje potravin prostřednictvím velkých obchodních řetězců, které od producentů požadují velké množství uniformních a vzhledově bezvadných produktů, je dalším stimulem nadměrného používání pesticidů. To platí zejména u zboží, které se prodává přímo, bez zpracování – tedy ovoce a zeleniny. V tomto bodě se střetávají dva protichůdné trendy – supermarkety vědí, že veřejnost očekává potraviny bezpečné, bez reziduí pesticidů, a současně vzhledově naprosto bezvadné. Problém je v tom, že při nákupu mohou zákazníci posoudit právě pouze vzhled. A tak cestu na pult nenajde ovoce ani s drobnou skvrnou či deformací nebo zelenina s nepatrným hmyzím poškozením – pokud by se přece jen vyskytly, neznamenal by pro farmáře snížení výnosu či pro spotřebitele zdravotní riziko plynoucí z plísní, ale představují finanční ohrožení pro prodejce. Tak se stalo ovocnářství a zelenářství globálně největším spotřebitelem pesticidů, odvětvím, ve kterém se jich ročně aplikuje čtvrtina celkového množství. Ze studie citované Prettym et al. (1998) plyne, že 60–80 procent aplikace insekticidů při pěstování kalifornských pomerančů je motivováno výhradně potřebou dosáhnout vzhledově bezvadného produktu. Extrémním příkladem je pěstování jahod – na jeden hektar floridských jahod je ročně aplikováno stěží uvěřitelných 2,1 kg herbicidů, 21 kg insekticidů, 150 kg fungicidů a 470 kg půdních fumigantů. Přitom průměrné množství účinných látek pesticidů použitých ročně v USA se pohybuje okolo 2 kg na hektar orné půdy a v ČR okolo 1,3 kg (OECD 2001; MŽP 2013).

Postupující intenzifikace a specializace zemědělství, která vymaňuje produkci z limitů pravidelného střídání plodin a závislosti na hnojivech poskytovaných hospodářskými zvířaty, umožňuje export nadprodukce na světové trhy. Tak jsou postaveni ti, kteří dosud technologie neaplikovali, před volbu – buď trend následovat, nebo být postupně vytlačeni z trhu. Země, která se tomuto trendu brání podporou svého zemědělství dotacemi a dovozními bariérami se dostává do klem – pravidla světového obchodu ji nutí bariéry odstraňovat, a jak jsme ukázali výše, dotace stimulují zemědělce k používání agrochemikálií. Globalizovaný volný obchod je tak dalším faktorem podporujícím neudržitelnou intenzifikaci zemědělství.

Stimulem používání pesticidů se může stát i tlak okolního mínění, kterému je vystaven ten, kdo z nějakého důvodu odmítá následovat většinový trend. Nezaplevelená pole, pěkná produkce, zdravá zvířata – to jsou tradičně atributy dobrého a pilného hospodáře. Nástup chemizace umožnil zemědělci tohoto stavu dosáhnout snáze. Že nejde jen o zdánlivý problém, ukazuje situace těch amerických farmářů, kteří hospodaří jako nájemci farem. Byly zaznamenány případy, kdy se snaha hospodáře zavádat environmentálně šetrnější postupy setkala s nesouhlasem majitelů pozemků, kteří usoudili, že pole s výskytem plevelů jsou známkou farmářovy neschopnosti. Přitom například ve státu Illinois hospodařili nájemci na 62 procentech zemědělské půdy (Pretty et al. 1998). Escalada a Heong (1993: 196) uvádějí příklady sociálního tlaku z asijského prostředí:

„Farmář používající pesticidy, třeba i neodborně, je svým okolím vnímán jako pokrokový. V dotazníkových výzkumech a rozhovorech prováděných na Filipínách a v Thajsku mnoho farmářů přiznalo, že pokud vidí své sousedy aplikovat pesticidy, často následují jejich příkladu, i když vědí, že situace na jejich poli to nevyžaduje. V Číně a ve Vietnamu jsou farmáři, kteří nestříkají, označeni za nespolečenské, a mohou být dokonce potrestáni místními úřady.“

Tento faktor rozvoje používání pesticidů je snad jediný z celého výčtu, kde lze očekávat z environmentálního hlediska pozitivní změny. Současné snahy evropských zemí posílit rozšiřování ekologického zemědělství, založeného mimo jiné na diverzitě farmy včetně určité tolerance k plevelům, mohou přispět ke změně vnímání pojmu „dobrý hospodář“ minimálně v očích veřejnosti. Tohoto pojmenování se může dočkat rolník, snažící se omezovat dopady své činnosti na prostředí a umožnit svým zvířatům důstojný život i jeho konec. Jsou to ovšem samotní zemědělci, kteří svou konzervativností (domníváme se, že v tomto případě nevhodnou a environmentálně nešetrnou) tomuto trendu vytváří největší překážku.

Popsaná šestice hnacích sil intenzifikace zemědělství nezpůsobuje jenom růst jeho chemizace, ale odráží se i v dalších oblastech, indikujících neudržitelnost. Charakteristiku používání pesticidů a umělých hnojiv doplníme informací o erozi půdy a o vlivu na krajinu a biodiverzitu jako dvou dalších běžně vnímaných dopadů zemědělství.

Zcela zjevným příkladem environmentálního ukazatele neudržitelných praktik je množství půdy ztracené působením vodní a větrné eroze. Eroze je přirozený proces, který po vzniku zemědělství značně nabyl na intenzitě a je jedním z nejzávažnějších projevů globální environmentální změny způsobené zemědělstvím (Mannion 1995; Marcoux 1995). Její výskyt v průmyslově rozvinutých zemích nebyl dlouhou dobu považován za významný (s výjimkou situace v USA ve 30. letech 20. století), zejména ve srovnání s jejími mnohem nápadnějšími a rychlejšími projevy v regionech rozvojového světa. Průmyslové zemědělství však náchylnost půdy k erozi zvyšuje – zejména zanedbáváním péče o obsah půdní organické hmoty, či dokonce narušením životních podmínek edafonu. Albert Howard, jeden ze zakladatelů ekologických způsobů hospodaření ve Velké Británii, nazval již v roce 1948 proces degradace, jehož výsledkem je zvyšující se eroze, výstižně „nemoc půdy“ (Lampkin 1990). Ale i v našich zemích byla vyslovena varování před neuváženým hospodařením s půdou již před nástupem kolektivního hospodářství profesorem brněnské univerzity Vladimírem Úlehlou (1947: 31):

„Novodobé zemědělství tento příležitostný, občasný návrat přírodní stepi znemožnilo hospodařením, kterému říká racionální, tj. rozumné, ale které rozumné pro budoucnost není. Oře se hluboko, oře se po svahu a pole se obdělává každého roku. Poorala se kdejaká step. Umělá hnojiva pozměňují půdu tak, že prstová složka se sráží a snáze se vyplavuje. Stepní rostliny jsou vypuzeny, vodě se otevírá volná dráha, aby snášela prst nahromaděnou za tisíciletí, v několika desítkách let s výšin do dolin. Po každém lijavci jsou splavenou prstí pole na úpatí pahorků překryta, zatím co nahoře jsou o ni ochuzena. Do sta let vynikne z půdy všude buď kámen, nebo spodní jalová vrstva. Prohospodaříme svoji ornici racionálním hospodářstvím ještě za paměti našich dětí, nezmění-li se všechno od kořene.“

V tomto krátkém úryvku je čtyřicet let před přijetím koncepce udržitelného rozvoje vše – varování před degradací prostředí a zdrojů i ohled na perspektivu a prosperitu generace (tehdy) současné i budoucí.

Odhadovaná roční celosvětová ztráta ploch zemědělské půdy způsobená erozí dosahuje výše 11 milionů hektarů. V ČR je ohroženo vodní erozí na 42 procent a větrnou erozí asi 7,5 procenta zemědělských půd (Janeček 2001). Eroze neznamená jen ztrátu

nejzákladnějšího prostředku zemědělské produkce – již tím je její výše jedním z nejvhodnějších ukazatelů neudržitelnosti praktik hospodaření a degradace environmentálního kapitálu. Půdní částice s obsahem živin způsobují výše zmíněnou eutrofizaci povrchových vod a v případě aplikace chemikálií, zejména herbicidů, mohou způsobovat kontaminaci vod i jejich rezidui. V situaci rozvinutých zemí může eroze prohloubit potřebu chemizace zemědělství – odnos kvalitních půdních částic znamená snižování přirozené půdní úrodnosti, kterou se však zemědělec může snažit kompenzovat větším množstvím aplikovaných hnojiv. Eroze je v tom případě jedním ze stimulů vzniku spirály industrializace zemědělství s rostoucími nároky na čerpání kapitálu finančního a s degradací dalších forem kapitálu.

Vývoj zemědělství v rámci původně přírodní krajiny vyústil v heterogenní plochy složené z různých krajinných prvků. Vznikla tak zemědělská kulturní krajina jako mozaika polí, luk, pastvin, sadů, mezí, cest, lesů, remízků, solitérních stromů, vodních ploch a pobřežních porostů, mokřadů, lidských sídel a dalších struktur. Taková krajina se vyznačuje i bohatým zastoupením přechodových zón, ekotonů, s vysokým stupněm diverzity rostlin a živočichů. Podle stupně využívání člověkem mohou být rozděleny do tří kategorií (Gliessman 2000):

- vysoce zemědělsky produktivní plochy – intenzivně obhospodařované plochy s vysokou disturbancí, využívané hlavně pro pěstování nepůvodních druhů rostlin;
- plochy s mírným vlivem člověka – oblasti člověkem využívané nebo ovlivňované, často s delšími periodami klidu, extenzivní louky, pastviny, kulturní lesy, remízky, přechodové zóny, plochy využívané k agrolesnictví, charakteristický je výskyt množství autochtonních druhů rostlin, stanoviště volně žijících druhů zvířat;
- přírodní plochy – většinou nevelké, ovlivněné člověkem, uchovávají si prvky původních ekosystémů, typická je přítomnost řady původních druhů, malý výskyt nepůvodních druhů.

Prohlubování intenzifikace zemědělství představuje tlak hlavně na druhou kategorii území.

Evropská krajina je typickým příkladem mozaiky všech uvedených typů ploch, přičemž zemědělsky a lesnický jsou využívány asi tři čtvrtiny její rozlohy (v řadě případů již po tisíciletí). Vznikla tak charakteristická stanoviště, která jsou vysoce ceněna pro svou ekologickou i estetickou hodnotu. Lze na nich doložit možnost dlouhodobého zemědělského území při současném zachování či zmnožení environmentální kvality. Jedná se například o druhově bohaté horské a podhorské či lužní louky střední Evropy, lesní otevřené pastviny montados a agrolesnické plochy dehesas ve Španělsku, extenzivní suché pastviny maquis a garrigue ve Středomoří, smíšená hospodářství tanya v Maďarsku, extenzivní plochy vřesovištních pastvin Walesu či pastevecké systémy

severní Skandinávie (Bignal, McCracken 1996; Atkins 1998; Pretty 1998; Brouwer, van der Straaten 2002). Zemědělství je nedílnou součástí jejich existence. Je to však zemědělství vysoce závislé na lidské práci a sluneční energii, zatímco jeho nároky na ostatní vnější vstupy (viz obrázek 1) jsou velmi nízké. Rozvoj industriálního zemědělství, stimulovaného hnacími silami intenzifikace, ohrožuje existenci těchto území ze dvou důvodů.

Prvním je zjevný nástup „modernizačních“ postupů, představovaných rostoucím podílem vstupů – mechanizace, umělých hnojiv a pesticidů, závlah. Jejich využití si často žádá scelování pozemků, odstraňování rozptýlené zeleně, specializaci na omezený počet moderních plodin a plemen zvířat. Důsledkem je ztráta diverzity krajiny, volně žijících i kulturních organismů. K tomuto vývoji došlo v různém stupni intenzity v evropských zemích hlavně ve druhé polovině 20. století nezávisle na existujícím politickém zřízení. *Horizontální plán rozvoje venkova pro ČR* (HRDP 2003: 25) podává informaci o dopadech tohoto vývoje v našich zemích:

„Rozhodujícím krokem se stala kolektivizace zemědělství v 50. letech, která vedla k úbytku prvků v krajině, které se vyznačovaly kromě své stabilizační funkce také velkou biologickou rozmanitostí (meze, remízky, vlhké nívní louky, extenzivní pastviny ad.). Další závažnou etapou byla přeměna tradičního zemědělství na průmyslovou velkovýrobu v průběhu 70. let. Došlo k dalšímu scelování pozemků do velkých půdních bloků, které často nerespektovalo reliéf terénu. Tato opatření mají dodnes za následek značně narušené odtokové poměry a s tím související rizika povodní a sucha. Scelování pozemků se negativně projevilo také ve značném znečištění vod a v degradaci půdy zhutněním, v mnoha případech byly rozorány i půdy, které jsou z různých důvodů zranitelné. Těmito kroky byl postupně nastartován proces ztráty přirozené úrodnosti půdy, výrazného snížení schopnosti retence vod, snížení biologické rozmanitosti a snížení početnosti populací původních druhů.“

Dopad zemědělských praktik na volně žijící živočichy a krajinu lze doložit na údajích o počtech lovné zvěře žijící v zemědělské krajině (tabulka 4) a o ztrátách stabilizujících krajinných prvků (tabulka 5).

Příkladem ztráty krajinných prvků v zemi, která neprošla kolektivizací, může být stručná informace J. Prettyho (1998) o tak charakteristickém prvku anglické krajiny, jakým jsou tamní živé ploty. Již v úvodu této kapitoly jsme uvedli, že ačkoli jsou

Tab. 4. Změny počtů koroptví, zajíců a bažantů

Rok	Koroptve	Zajíci	Bažanti
1969	927 409	982 748	1 015 725
1970	855 470	989 546	1 012 454
1980	164 807	707 775	639 490
1985	82 973	608 801	450 701
1990	60 727	484 594	346 060
1995	85 143	414 206	258 746
2000	52 134	375 966	263 730

Zdroj: HRDP 2003

Tab. 5. Ztráty krajinných prvků

Krajinné prvky	1949–1955	1986–1996
Stavy ploch trvalých travních porostů	1 400 000 ha	828 000 ha
Stromořadí	–	Ztráta 4 000 km
Rozptýlená zeleň	–	Ztráta 3 600 ha
Meze	–	Ztráta 49 000 km
Polní cesty	–	Ztráta 158 000 km

Zdroj: HRDP 2003

zčásti výsledkem nástupu metod, které předznamenaly počátky intenzivního zemědělství, staly se ploty ekologicky hodnotným prvkem krajiny. Jejich současná délka činí asi 450 tisíc kilometrů a poskytují stanoviště asi 600 druhům rostlin, 1500 druhům hmyzu, 65 druhům ptáků a 20 druhům savců. Některé z plotů v sobě zahrnují zbytky původních lesů, které pokrývaly Británii před 3 000 lety. V průběhu minulých padesáti let bylo zlikvidováno na 40 procent živých plotů. I přes jejich zákonnou ochranu se úbytek dále prohlubuje tempem okolo 14 tisíc kilometrů ročně. O vztahu řady farmářů k živým plotům, tak oblíbeným nezemědělskou veřejností, vypovídá skutečnost, že řada rolníků prudce urychlila tempo destrukce plotů těsně před přijetím zákona na jejich ochranu na sklonku roku 1996 a počátku roku 1997.

Naše příklady se týkaly situace v Evropě, ovšem obdobné trendy dopadu intenzifikace zemědělství jsou doložitelné i pro další části světa (Conway, Barbier 1990; Atkins 1998; Bowler et al. 2002; Pretty 1995a).

Druhým důvodem ohrožení biodiverzity a zemědělské krajiny, včetně všech typů kapitálů v ní obsažených, je zdánlivě paradoxně útlum zemědělství jako rozhodující ekonomické aktivity v tradičně venkovských oblastech průmyslově vyspělých zemí. Již jsme uvedli, že environmentálně nejhodnotnější typy zemědělské krajiny přetrvaly v oblastech mírně ovlivněných působením člověka, často v regionech marginálních. Jejich zachování do dnešních časů ovšem nebylo záměrem zemědělců. V těchto územích zpravidla přírodní podmínky limitovaly využití intenzifikačních faktorů, které v dřívější době také nebyly tak dostupné a účinné jako dnes. Mezitím však v oblastech s příznivějšími podmínkami pro zemědělství proběhly procesy intenzifikace, protože tam lze zvýšení produkce dosáhnout snáze. Zemědělci z marginálních oblastí se dostávají do pozice toho posledního, který se marně snaží získat prospěch z toho, že se mu konečně podařilo zapojit se do pyramidové hry industrializace. Prakticky ve všech horských a podhorských oblastech Evropy, stejně jako v nížinách s výskytem nekvalitních půd nebo s nepříznivým klimatem se proto intenzivněji než jinde uplatňují projevy marginalizace zemědělství a rurálních oblastí. Tyto pochody lze také označit jako degradaci všech forem kapitálu v těchto regionech. Projevy degradace člověkem vytvořeného kapitálu zemědělských staveb a zařízení jsou na první pohled zřejmé každému, kdo navštívil horské a podhorské pohraniční oblasti České republiky 90. let (příznějme ovšem, že z autorova subjektivního pohledu alespoň na etologické či etické stránky chovu zvířat v nevyhovujících hromadných stájích i z estetického působení těchto budov je obtížné tento proces označit jako negativní).

Derounian (1993 in Pretty 1998) podává přehled projevů deprivace venkovského prostředí, který můžeme chápat také jako seznam poklesu hodnoty hlavně kapitálu sociálního i lidského:

- úbytek místně dostupných služeb – lékařská péče, škola, pošta, obchod, restaurace, sportovní zařízení, knihovna, policejní stanice ad.;
- růst cen potravin a dalšího zboží, služeb;
- nedostupnost specializovaných služeb – tělesně a mentálně postižení, staří lidé;
- omezování a rušení veřejné dopravy;
- nízké příjmy, rostoucí podíl sezónních zaměstnání a částečných pracovních úvazků;
- rostoucí nezaměstnanost, obzvláště některých sociálních skupin;
- nedostatek informací – neexistují poradenská centra pro nezaměstnané, vzdělávací a rekvalifikační kurzy, vzdělávání dospělých;
- nedostatek politického zastoupení, způsobený malou voličskou základnou;
- nízká kontrola nad využíváním místních zdrojů.

Že tyto ukazatele mohou dosáhnout velmi vysokých hodnot dokládá Pretty (1998) situací venkovských sídel v Anglii – téměř ve více než 80 procentech obcí nebyl k dispozici lékař, více než 50 procent nemělo poštu ani obchod, okolo 60 procent postrádalo školu a v jedné třetině nebyla místní hospoda či jiný prostor s možností setkávání, ani pravidelné autobusové spojení.

Marginalizace zemědělství se v posledních dvaceti letech nevyhnula ani ČR. Již v *Horizontálním plánu rozvoje venkova pro ČR* (HRDP 2003: 25) se dočteme, že:

„České zemědělství tak začalo čelit dosud téměř nepoznanému problému neobdělávání pozemků (odhaduje se v rozsahu 300 tis. ha – dosahuje 7% výměry zemědělské půdy.). Ekonomický tlak ústící v hrozbu zanechání hospodaření se týkal zvláště trvalých travních porostů, jejichž obhospodařování se v mnoha oblastech stalo ekonomicky iracionálním. Značné ztráty hrozí zejména při zanechání hospodaření v chráněných územích, kde dochází ke značnému snížení hodnoty přírodních stanovišť spojenému často s poklesem výskytu chráněných druhů.“

Tento proces znamenal i pokles environmentálního kapitálu. Na opuštěné pozemky se sice navrácí přirozený život řízený sukcesními procesy, avšak ztrácí se krajiny, pro které byla charakteristická mozaika různých biotopů s větší druhovou diverzitou.

Dosud jsme pojednali o projevech neudržitelných tendencí v příčinách a dopadech industriálního zemědělství na obnovitelné zdroje – vodu, půdu, krajinu, biotu. Náš výčet ovšem nelze zakončit bez pojednání o možná nejdůležitějším aspektu jeho neudržitelnosti – energetické bilanci a nárocích na zdroje zcela zjevně neobnovitelné a nenahraditelné.

Zemědělství je možno označit za proces, ve kterém člověk ovlivňuje zachycování a toky energie v ekosystémech. Lidé využívají agroekosystémů k přeměně sluneční energie na biomasu využitelnou v podobě potravin, krmiv, vláknin a paliv. Všechny agroekosystémy vyžadují kromě vstupu sluneční energie také dodatkovou energii, kterou do nich člověk vnáší v nejrůznějších podobách. Musí to dělat proto, aby nahradil energii, kterou z agroekosystémů čerpá ve formě sklizně. Velmi významným důvodem je ovšem také potřeba ovlivňovat přirozené procesy sukcese, kterými mají agroekosystémy tendenci procházet. Zemědělci tak činí prostřednictvím kultivace půdy, hnojením, zavlažováním, agrotechnikou plodin, technologiemi chovu zvířat a sklizní. Nedílnou součástí globalizovaného industriálního agroekosystému je rovněž zpracování a distribuce zemědělských produktů.

Proces „modernizace“ zemědělství znamená z větší části vnášení stále rostoucího objemu dodatkové (kulturní) energie za účelem zvyšování výnosů. Tato energie může

mít formu *biologické kulturní energie*, představované převážně lidskou prací, energií zvířat a organických hnojiv (Gliessman 2000). Větší část je ovšem představována *industriální kulturní energií*, pocházející přímo či nepřímo z neobnovitelných fosilních zdrojů. Z hlediska udržitelnosti tohoto konání je proto nutno brát v úvahu, zda je splněna podmínka tempa čerpání těchto zdrojů energie v souladu s tempem jejich substituce. Spolu s tím je důležitá informace o účinnosti využití vložené energie.

Analýzou energetických poměrů různých typů agroekosystémů se zabývá řada autorů (Lampkin 1986; Geng et al. 1990; Pimentel, Pimentel 1996; Giampietro 1997; Nátr 1998; Zarea et al. 2000; Funes-Monzote, Monzote 2000; Günther 2001; Woods et al. 2010; Sage 2012). Asi tři čtvrtiny celosvětové spotřeby fosilní energie jsou konzumovány v rozvinutých zemích, přičemž 17 procent z tohoto množství připadá na produkci, zpracování, balení a konzervaci potravin (Pimentel, Pimentel 1996). Přímo v procesu industriální zemědělské produkce je fosilní energie vynakládána ve formě umělých hnojiv, pesticidů, závlah a pohonných hmot pro mechanizaci, které nahrazují vstupy biologické kulturní energie. V rozvojových zemích zůstává podíl lidské práce poměrně vysoký, fosilní energie je vkládána hlavně ve formě umělých hnojiv a závlah, v menší míře ve formě pesticidů. Energetický poměr různých historických i současných systémů zemědělské a potravinářské produkce přináší tabulka 6.

Povšimněme si zejména vysoké efektivnosti malozemědělství v tropických oblastech, velmi příznivého energetického poměru ve společnostech lovců a sběračů a výrazné negativní bilance průměru světového systému produkce potravin. Z dalších literárních údajů (Gliessman 2000), které jsme do tabulky 6 nezahrnuli, současně plyne, že energetický poměr se v průmyslově rozvinutých zemích plynule zhoršuje již od poloviny 20. století. Situace je o to varovnější, že podle některých odhadů možná až 90 procent fosilní energie v globálním průměru spotřeby systému zemědělské produkce není vynaloženo bezprostředně na pěstování rostlin a chov zvířat, ale je spotřebováno na posklizňovou úpravu a prodej, včetně transportu často na velmi velké vzdálenosti nebo na environmentálně nešetrné způsoby balení (Tansley, Worsley 1995). Ke zcela překvapivým závěrům dochází Folke Günther (2001) – ze srovnání ročních nároků průměrné švédské rodiny na energii plyne, že při zohlednění celkového množství energie vynaložené na produkci a zpracování rodinou zkonsumovaných potravin spotřebuje rodina v jídle více energie než na provoz domu a automobilu. Ve světle těchto údajů poněkud ztrácejí na přesvědčivosti argumenty zastánců industrializace zemědělství, kteří se s oblibou odvolávají na energetickou ziskovost rostlinné produkce (Geng et al. 1990).

Nejvýznamnější zastoupení industriální kulturní energie nepřímo vynaložené na zemědělství mají umělá hnojiva, zejména dusíkatá (ta ve skutečnosti tvoří dokonce jednu třetinu veškeré přímé zemědělské spotřeby), dalších asi 20 procent představují pesticidy. Energetický obsah dusičnanu amonného činí $62\,000\text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$, insekticidů

Tab. 6. Energetický poměr produkce potravin

Typ produkce	Energie získaná : Energie vynaložená
Tropické malozemědělství – kasava	65–70 : 1
Zemědělství – Čína 1930	42 : 1
Nemechanizované pěstování rýže – Thajsko	38 : 1
Tropické malozemědělství – různé plodiny	15–40 : 1
Pastevecká produkce masa a mléka – Afrika	10 : 1
Tropické zemědělství – malé dávky umělých hnojiv	5–10 : 1
Lovec a sběrač	5–10 : 1
Cukrovka – Velká Británie	4,5 : 1
Nemechanizovaná kukuřice – Mexiko	< 3 : 1
Pšenice – VB	3,5 : 1
Kukuřice – USA	2,8 : 1
Kukuřice – VB	3,5 : 1
Brambory – VB	1,7 : 1
Domácí zahrádka – VB	1,3 : 1
Výroba cukru	1 : 1
Průměr zemědělství – VB, 1952	1 : 1,85
Průměr zemědělství – VB, 1968	1 : 2,8
Potravinářský sektor – VB, 1968	1 : 4,5
Mechanizovaná produkce jahod – USA	1 : 5
Hovězí maso – USA	1 : 5
Průměr světové produkce	1 : 10
Produkce brojlerů – VB	1 : 10
Mořský rybolov – VB	1 : 20
Rybolov – Středozemní moře	1 : 100

Zdroj: Lampkin 1990; Gliessman 2000; Günther 2001

a herbicidů (včetně spotřeby energie při jejich výrobě) $360\,000\text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ a $466\,000\text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ (pro srovnání dodejme, že litr nafty znamená včetně její výroby a dopravy $48\,000\text{ kJ}$) (Gliessman 2000). Při pohledu na efektivitu využití aplikovaného dusíku v rozvinutých zemích (tabulka 3) si tak uvědomíme, že z hlediska neudržitelnosti environmentálních dopadů intenzivního zemědělství není důležitý pouze vliv používání agrochemikálií na kvalitu vod, potravin a krmiv, ale že nízká účinnost využití dusíku navíc znamená plýtvání neobnovitelnými zdroji energie. V některých zemích jsou velkými konzumenty energie specifické činnosti jako závlahy ve Španělsku (11 procent) či provoz skleníků v Dánsku (18 procent) (Greenpeace 1992). V oddíle o hnacích silách chemizace zemědělství jsme jako jednu z nich uvedli i vysokou intenzifikaci chovů hospodářských zvířat. V tabulce 6 nás uvedená celková energetická rozmařílost tohoto odvětví upozorňuje na další stránku neudržitelnosti tohoto způsobu živočišné produkce. Navíc se ke spotřebě chemikálií pro pěstování krmiv přidávají další dopady – deforestace a zábor ploch rozvojových zemí pro pěstování sóji a dalších zrnin jako krmiva pro export do rozvinutých zemí, degradace půdy nadměrnou pastvou, produkce metanu trávením a dalších skleníkových plynů při transportu krmiv ad. (Lockeretz, Anderson 1993; Mannion 1995; Goodland 1997, 2000). Z hlediska skutečně globálních environmentálních dopadů vysoké závislosti industriálního zemědělství na fosilních palivech je v posledních 15 letech věnována stále větší pozornost emisím skleníkových plynů z fosilních paliv při výrobě agrochemikálií (například v Číně je hlavním zdrojem energie pro syntézu amoniaku ze vzduchu černé uhlí) a také emisím CO_2 uvolňovaným při úbytku trvalé půdní organické hmoty (Bleken, Bakken 1997; Snyder et al. 2009). Dodejme, že tento úbytek je vyvolán nesprávnými praktikami zpracovávání půdy a mimo jiné způsobuje i nižší schopnost fixace živin z nakupovaných umělých hnojiv, tedy další poškození životního prostředí a finanční ztrátu pro zemědělce.

Z ekonomického, sociálního, a dokonce i politického hlediska znamená vysoká závislost industriálního zemědělství na fosilní energii jeho mnohem větší nestabilitu v případě pohybu cen jejich zdrojů. Tento problém se postupně stává závažnějším, protože takovýto způsob hospodaření se stále více rozšiřuje i do rozvojových zemí. Zejména tam navíc už nyní způsobuje nestabilitu tím, že nahrazuje tradiční způsoby hospodaření, a tím podporuje migraci do měst či marginálních oblastí, narušuje kulturní vazby, a v důsledku snižuje dostupnost potravin získaných samozásobitelským pěstováním.

Druhým dokladem vysokých materiálových a energetických požadavků zejména industriálního zemědělského a potravinářského systému je jeho náročnost na zásobování fosforem. Postavení tohoto prvku je mezi ostatními vnějšími vstupy do zemědělského systému zcela unikátní. S nemalou dávkou fantazie si dovedeme představit přechod zemědělství (a celé současné společnosti založené na využívání fosilní energie) na okolnostmi vynucený přechod na jiné energetické zdroje. Ovšem fosfor jako biogenní

prvek je učebnicovým příkladem zdroje nijak nenahraditelného – tomu by bránila biochemická podstata celého problému. Bohužel je fosfor také zdrojem vyčerpatelným, což neplatí u dalších ze šestice makrobiogenních prvků. Dusík a síra se dostávají do půd přirozenou cestou z atmosférické fáze jejich biogeochemického cyklu srážkami, dusík je navíc dostupný přirozenou mikrobiální fixací. Draslík, hořčík a vápník jsou dostupné v přiměřených koncentracích jako součásti struktury minerálů, odkud jsou zpřístupňovány zvětváváním. Fosfor je však přítomen ve většině hornin ve velmi nízkých koncentracích a jeho biogeochemický cyklus atmosférickou fází postrádá. Pro zemědělství jeho dostupnost zajišťuje těžba fosfátů, jejichž limitovaný objem činí z hospodaření s fosforem předpoklad dlouhodobé udržitelnosti zemědělství a současně představuje i přesah do jiné oblasti života moderní společnosti – nemalá část fosfátů je využita pro výrobu čistících prostředků.

Britský autor E. I. Newman (1997) při analýze čtyř historických zemědělských systémů dospěl k závěru, že nejhůře hospodaří s tímto prvkem současný systém produkce obilnin v Británii, kde se hodnoty vstupu a výstupu tohoto prvku lišily o celý jeden řád. Rovněž další systémy bez cíleného dodávání zdrojů fosforu (P) (středověká anglická farma, čínský statek počátku 20. století a farma amerického Středozápadu poloviny 19. století) pravděpodobně nedosahovaly vyrovnané bilance P, ovšem dosažené přetrvání prvních dvou systémů po několik staletí ukazuje na stav alespoň blížící se představě udržitelnosti. Jediného systému s vyváženým poměrem P bylo pravděpodobně dosaženo ve starověkém Egyptě, a to jen díky dodávání této živiny pravidelným rozvodněním Nilu. Dodejme, že tradiční hospodářství jihovýchodní Asie rovněž částečně předcházelo tomuto problému pečlivým využíváním exkrementů zvířat i lidí jako hnojiva, čímž se po dlouhou dobu výrazně lišilo od evropského přístupu (Montague 1999).

Odhady životnosti zdrojů P v globálním měřítku se různí, Günther (2001) shrnuje výsledky úvah na toto téma a uvádí rozmezí 130–700 let, Cordell a White (2011) uvádějí doby podstatně kratší (61–400 let) a explicitně používají termín „peak phosphorus“, upozorňující na dosažení maximální úrovně těžby tohoto prvku. Odhadované horní hranice životnosti zdrojů se možná zdají být dostatečně vzdálené na to, aby nyní budily závažnější zájem. Obavy ovšem vzbuzuje jiný aspekt exploatace P, který dokládá úzkou provázanost s energetickou náročností zemědělství. Jeho separace z přírodních fosfátů je energeticky náročná (podle druhu výsledného produktu je na extrakci 1 kg P spotřebováno 18–32 000 kJ). Vyčerpávání bohatých ložisek zdrojů P znamená, že jsou využívány méně koncentrované zdroje, takže klesá výtěžnost na jednotku energie. Tak se může stát, že v případě budoucího možného nedostatku energie, a tedy vzrůstu její ceny, nebude možno tyto zdroje využít. Růst ceny energie o 5 procent ročně doprovázený tříprocentním ročním poklesem efektivity extrakce P ze zdroje znamená v perspektivě 25 let zvýšení ceny energie o 350 procent s dopadem na celkové navýšení

nákladů na získání P o téměř 1 100 procent. V období 50 let by pak cena energie vzrostla 12krát a fosforu 38krát. To je záhodno brát v úvahu při hodnocení výše uvedené doby životnosti ložisek P. Tyto skutečnosti spolu s nakládáním s P v moderním zemědělství, doloženém výše uvedeným příkladem produkce obilnin v Británii, také zdůrazňují důležitost takových modifikací zemědělských postupů, které by umožnily alespoň snížení množství fosforu vstupujícího do produkce. Mannion (1995) uvádí příklady účinné práce s farmáři v okolí floridských Everglades, kde cílem byla redukce používání umělých hnojiv, motivovaná snahou zabránit nadměrné eutrofizaci povrchových vod. Výsledkem změn pěstitelských technologií bylo mimo jiné 45procentní snížení hodnot vyplavovaného P. Jako příklad lze rovněž uvést agrolesnické systémy jižních zeměpisných šířek, kde společné pěstování zemědělských plodin a stromů zvyšuje kvalitativní ukazatele půdy, včetně obsahu rostlinám přístupného fosforu (Gliessman 2000). Často jsou ovšem plochy, na kterých je agrolesnictví provozováno, cílem snah o jejich přeměnu na intenzivně využívané plochy.

Ze všech výše uvedených důvodů je proto důležité při úvahách o neudržitelnosti věnovat pozornost nakládání s fosforem v současných zemědělských systémech.

4. Zemědělství jako produkt zelené revoluce

Jedním z ústředních témat vztahů mezi rozvinutými a rozvojovými zeměmi v průběhu 60. a 70. let 20. století byla vedle zdravotnické pomoci snaha o rychlé zvýšení produkce potravin. Výsledkem bylo přijetí programu „zelené revoluce“, jejímž výsledkem nebyl jen nárůst objemu zemědělské produkce, ale také neočekávané environmentální a sociální dopady. Vznikly vysoce výkonné odrůdy pšenice, rýže a kukuřice, které však byly náročnější na množství dodávaných živin, vody a na ochranu proti škůdcům než celkově odolnější, ale méně výnosné původní odrůdy. Počáteční úspěch zelené revoluce spočíval v její jednoduchosti (Pretty 1995a). Nové odrůdy rychle dozrávaly, takže bylo možno dosáhnout dvou i tří sklizní ročně. Byly tolerantní k různé délce dne, a proto mohly být využity v různých regionech světa. Vyznačovaly se vysokým sklizňovým indexem a rychlou reakcí na aplikované živiny. Jejich osivo bylo distribuováno často formou pomoci spolu s dalšími potřebnými vstupy do oblastí s nejpříhodnějšími agroklimatickými podmínkami vybraným farmářům (Conway, Barbier 1990). Výsledkem byl stav, kdy se nové odrůdy rozšířily asi na 50 procent ploch, a v průběhu 30 let se průměrný výnos obilnin zdvojnásobil, což v globálním měřítku znamenalo zvýšení produkce o 7 procent per capita. Ve výsledcích se projevíly velké regionální rozdíly – zatímco v jihovýchodní Asii zvýšení dosahovalo až 30 procent na hlavu, v Africe produkce poklesla o 20 procent na obyvatele. V uplatňování zelené revoluce se brzy objevily problémy – nové technologie nebyly vhodné pro horší půdní a odlišné přírodní podmínky, menší farmáři profitovali z výsledků mnohem méně než větší a zaváděné monokultury se staly mnohem náchylnější k tlaku chorob a škůdců. Produkce vyžadovala aplikaci umělých hnojiv a pesticidů, které v rukou převážně nevzdělaných zemědělců přinesly nebývalé zdravotní a environmentální problémy. Situace vyústila v zadlužování menších rolníků, jejich postupný krach, migraci do měst či do dosud neosídlených oblastí, zatímco na jimi nuceně opuštěných farmách vznikly specializované plantáže. A tak se již v roce 1975, pět let poté, co hlavní architekt zelené revoluce Nicolas Borlaugh obdržel za svůj podíl při jejím vzniku Nobelovu cenu míru, začíná hovořit o jejím neúspěchu (Groszová 1975). Jak dodává Redclift (1990), růst objemu produkce

obilnin stimulovaný zelenou revolucí dosáhl vrcholu v polovině 80. let. 20. století, a zohledníme-li přírůstek populace v rozvojových zemích, tak zvýšení množství produkce na obyvatele není dostatečné.

S odstupem 40 let se dá tvrdit, že zelená revoluce vyústila v rozvojových zemích do zemědělského systému, jehož fungování, degradace environmentálního a sociálního kapitálu a neudržitelnost jsou prakticky shodné s charakteristikou uvedenou v předchozí kapitole. Jedná se o intenzivní zemědělství založené na vysokém množství vstupů, které je provozováno v dobře dostupných rovinatých polohách zejména jižní a jihovýchodní Asie, Latinské Ameriky a severní Afriky, kde se pěstují monokultury plodin určených pro export – rýže, pšenice, sóji, bavlny, banánů, ananasů, cukrové třtiny, palmy olejné – a na kterých vznikly i rozsáhlé plochy určené k chovu dobytka, rovněž pro vývoz. V posledních 15 letech k tomuto trendu navíc přistupuje rozšiřování geneticky modifikovaných odrůd především sóje a kukuřice. Převážná většina plantáží je v rukou latifundistů a velkých nadnárodních společností, které jsou schopny investovat nejen do pěstování plodiny, ale i do sklizňových prací, výstavby komunikací, mechanizace a zpracování produktů. Pro oba systémy je rovněž společná většina hnacích sil chemizace a intenzifikace (s výjimkou subvencování produkce). Pretty et al. (1998) k již výše uvedeným snahám typickým pro současné intenzivní zemědělství rozvojových zemí – úsilí o dosažení uniformní vzhledově bezvadné produkce a sociálnímu tlaku na aplikaci pesticidů – přidává ještě další faktor. Tím je mentalita důvěry v sílu chemie a přeceňování škůdci způsobeného snížení výnosu, kterou propaganda zelené revoluce vytvořila mezi zemědělci. To lze ilustrovat na výzkumech mezi filipínskými farmáři, kteří dotázáni na škody, které by jim podle jejich názoru způsobila eliminace insekticidů, uváděli odhady 2–10krát převyšující experimentálně zjištěnou skutečnost.

Rozšiřování tohoto typu zemědělství je kromě samovolně působících hnacích sil stále podporováno i zahraniční pomocí rozvojovým zemím. Její programy se totiž dosud zaměřují na import technologií průmyslového zemědělství, o jejichž neudržitelnosti jsme již pojednali a o jejichž úskalích pojednává také analýza sociální geografky E. Reinöhllové (2000). Ta upozorňuje na skutečnost, že na neřešení problémů, ve které zelená revoluce vyústila, budou mít pravděpodobně velký vliv skupiny kontrolující plantážní zemědělství. Ty mají zájem na zachování současného stavu a transformace zemědělství by přinesla pro ně nežádoucí posílení pozic drobného zemědělství, orientovaného kromě místních trhů rovněž na export.

5. „Zapomenuté“ zemědělství

Do třetí kategorie v současnosti existujícího zemědělství lze zařadit všechny ostatní zemědělské systémy, většinou tradičně obhospodařované plochy polopouští, savan, náhorních plošin, horských svahů, mokřadních oblastí a tropických lesů. V naprosté většině jsou to velmi diverzifikované systémy s nízkými vstupy dodatečné energie – podle schématu vstupů z obrázku 1 využívají kromě sluneční energie v převážné míře už jen lidskou práci a energii hospodářských zvířat – a nízkými výnosy, které jejich provozovatelé doplňují využíváním produktů volné přírody. Tyto oblasti se nacházejí mimo dosah dopravní infrastruktury a trhů a jejich půdy bývají nekvalitní či náchylné k degradaci. Z těchto důvodů se jim vyhnula většina snah o zavádění postupů zelené revoluce. Množství dosahované produkce bývá nízké, s průměrným výnosem obilnin $0,5\text{--}1,0\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Přitom v Africe pochází z těchto systémů většina potravin – okolo 70 procent prosa a čiroku, téměř 100 procent škrobnatých hlíz a 85–100 procent dobytka (Pretty 1995a). Ačkoli dnes provozované postupy tohoto zemědělství vznikly v tradičních podmínkách, bývají nenáročné na vnější vstupy a byly uplatňovány často po staletí, mohou v současnosti splňovat jasný ukazatel neudržitelnosti – výraznou degradaci environmentálního kapitálu (Eswaran et al. 1993). Musí totiž poskytovat obživu mnohem většímu počtu obyvatel, než tomu bylo dříve. Navíc lidé, kteří tyto systémy provozují, byli zemědělstvím zelené revoluce vytlačeni do oblastí, které jsou pro původní praktiky nevýhodné (např. svažité horské regiony, oblasti degradovaných půd ad.). Velmi rychle své nové stanoviště zničí, a jsou nuceni se přesunout dále.

Co činí z hlediska globálního uvažování o měřítcích udržitelnosti zapomenuté zemědělství důležitým, je skutečnost, že podle odhadů FAO poskytuje obživu asi jedné třetině lidstva. Přitom stojí povětšinou mimo zájem tradičně zaměřených programů zahraniční pomoci rozvojovým zemím. Další rozbor zemědělství zelené revoluce a zapomenutého zemědělství by se vymykal rozměru tohoto textu, krátce se však o nich ještě zmíníme zejména v oddíle pojednávajícím o ekologickém zemědělství.

Modernizace zemědělství a mechanismy působení jejích hnacích sil mohou být považovány za doklad Norgaardovy (1994) koncepce koevoluce přírodních a společenských

systémů. Idea koevoluce odmítá popisovat vývoj systémů jako řetězec příčin a následků. Pokud by toto mělo platit, pak příčinou vzniku „neudržitelných“ problémů by byla skutečnost, že technologie či společnost (věda) prostě nepostupují dostatečně rychle při jejich řešení – nenalézají nové zdroje surovin, nevyvíjejí úsporné efektivní technologie, neučí společnost „správnému“ chování, neřídí ji. Z tohoto pohledu:

„Řešením neudržitelnosti je urychlení technologických změn a adaptace společnosti na tyto změny. Je tedy neuvěřitelnou ironií, že z takového perspektivy platí, že je-li vývoj neudržitelný, pak hnací síly tohoto vývoje – technologie a změny společnosti – by měly akcelarovat.“ (Norgaard 1994: 34)

Že toto tvrzení odpovídá skutečnosti, můžeme ve všeobecné environmentální rovině doložit příkladem aktivity holandské skupiny Friends of the Earth z roku 1992, která formulovala *Akční plán pro udržitelné Nizozemsko* (Reid 1995). Smyslem akce bylo vysvětlit holandské veřejnosti (ale i spotřebitelům dalších vyspělých zemí), že přijatelné kvality života lze dosáhnout i tehdy, jestliže pozmění vzorce spotřeby tak, aby celosvětové zdroje surovin mohly být sdíleny rovnoměrně všemi lidmi žijícími na planetě. Plán pracoval s perspektivním stavem světové populace v roce 2010, tedy se sedmi miliardami obyvatel. Podíl zemědělské půdy připadající na jednoho člověka se v tom případě sníží z 0,45 ha (stav v roce 1992) na 0,25 ha, z čehož 0,19 ha je potřeba k produkci nezbytného množství potravin. Spotřeba dřeva, včetně produkce papíru, která má poklesnout o 60 procent, je použita jako příklad udržení úrovně kvality života při značné redukci spotřeby zdrojů. Zvýšením recyklace papíru v Holandsku z 37 procent na 75 procent a zvýšením účinnosti technologie jeho výroby by bylo možné snížit těžbu dřeva o 75 procent. Na přístup holandských ochránců prostředí navázal Wuppertalský institut pro klima, životní prostředí a energii při zpracování odborných analýz a společné metodiky kampaně Friends of the Earth *Sustainable Europe*, do které se zapojilo 30 evropských zemí. Kampaň se v polovině 90. let zaměřila na analýzu podmínek, které by v evropských zemích v roce 2010 umožnily udržitelnou produkci a spotřebu při respektování myšlenky environmentálního prostoru. Velkou pozornost, které se dostalo výstupům akce, lze doložit příkladem Německa, kde se studie *Udržitelné Německo* prodalo na 95 000 výtisků a prestižní časopis *Der Spiegel* ji označil za „zelenou bibli přelomu milénia“ (Carley, Spapens 1998). S časovým odstupem však dnes můžeme při posuzování skutečného dopadu kampaně souhlasit s Erazimem Kohákem (1998). Ten při hodnocení jiného, rovněž ve své době oceňovaného výstupu Wuppertalského institutu, knihy *Faktor 4*, soudí, že selhání podobných přístupů je způsobeno tím, že nabízejí stejný či ještě větší hmotný „blahobyt“. Tím umocňují sobectví a role techniky a technologií spočívá pouze v tom,

jak materiální nároky z něj plynoucí uspokojit tak, aby se dostalo i na jiné obyvatele planety.

V oblasti zemědělství je zjevným příkladem snaha řešit dopady, neúspěchy a selhání intenzifikace zemědělství jejím kvalitativně převratným skokem – využíváním digitálních technologií v prostředí precizního zemědělství či používáním produktů genetických modifikací v polní produkci i v chovech hospodářských zvířat.

Uvažování formulující ideu koevoluce odmítá myšlenku vnějších vstupů do systému tvořeného prostředím, technologiemi, organizací společnosti, znalostmi a hodnotami, přičemž všechny tyto prvky se ovlivňují navzájem. Z tohoto pohledu může být modernizace zemědělství považována za výsledek koevoluce vědy jako sektoru produkujícího vstupy, reakce agroekosystému a společnosti na vstupy, a úsilí společnosti celý proces nějak regulovat. Noorgard nalézá v koevoluci mechanismy pozitivní zpětné vazby – uplatnění produktů monokultur na globálním trhu ztraktivňuje velkovýrobu a dále posiluje její industrializaci. Stále větší farmy, jejichž provoz vyžaduje unifikaci, je nemožné provozovat bez vstupů potlačujících různorodost přírodních podmínek v nejširším slova smyslu. Existence mechanismů, jimiž společnost reaguje na důsledky intenzifikace – hygienické normy, emisní limity, imisní koncentrace –, způsobuje zdání její vyšší bezpečnosti, a industrializace zemědělství se tak stává pro společnost přijatelnější. Doplňme Norgaardovo uvažování o posilování všech projevů neudržitelnosti industrializovaného zemědělství pozitivní zpětnou vazbou poznámkou, že v existenci zpětné vazby můžeme ovšem také spatřovat řešení. Záleží ovšem na jevech, které jí mohou být posilovány a jejichž zintenzivnění může vyústit v koevoluci udržitelným směrem.

Pokusili jsme se podat informaci o projevech neudržitelnosti stávajících zemědělských systémů. V dalším textu budeme věnovat pozornost možným rozdílným postojům při výkladu pojmu udržitelnost zemědělství.

6. Udržitelné zemědělství – obsah pojmu

V předchozích kapitolách jsme již naznačili, že považujeme za jednodušší a přínosnější hodnotit neudržitelnost než určit náplň a projevy činnosti udržitelné. Běžně zdůrazňovaná a nepřiliš objevná skutečnost, že různí lidé si pojem udržitelnost různě vykládají, platí v plné míře i pro oblast zemědělství a celé spektrum aktivit člověka v krajině.

Pokusíme se stručně charakterizovat hlavní názory na obsah pojmu udržitelné zemědělství, přičemž vyjdeme z členění použitých Senanayakem (1991) a Hansenem (1996). Jsme si vědomi toho, že se jedná o členění umělé, ve skutečnosti se hranice mezi jednotlivými přístupy prolínají:

- udržitelnost jako nutnost produkce takového množství potravin, které by uspokojilo poptávku všech obyvatel Země;
- udržitelnost jako potřeba uchování vlastností a kvality ekosystémů a maximální šetrnosti při jejich využívání;
- udržitelnost jako prostředek zachování tradiční kultury a vztahů.

V diskusích o podstatě udržitelnosti (nejen zemědělské) se pravidelně vrací otázka, udržení *čeho* je vlastně nutno dosáhnout. Pokud je hlavním cílem dosažení stavu, kdy bude v globálním měřítku odstraněn hlad, pak zastánci tohoto postoje mají svou roli usnadněnou tím, že s nutností nasycit hladovějící lze jen těžko polemizovat. V debatách o podstatě udržitelnosti tak dochází ke střetům mezi názory zemí Jihu, preferujícími udržitelnou maximalizaci produkce, a některými rozvinutými zeměmi, spatřujícími v koncepci udržitelnosti i výzvu k redukci produkce (Cairns 1998). Toto pojetí udržitelnosti je aplikovatelné převážně na globální úrovni, i když pozornost by si zasloužilo zkoumání otázky po základech a limitech potravinové a surovinové soběstačnosti regionů. Současný počet podvyživených lidí ve světě, který dosahuje přibližně 870 milionů lidí (FAO 2012) a při zohlednění tzv. skryté podvýživy podle některých

odhadů až více než 2 miliard (Pimentel 2000), se zdá poskytovat plné oprávnění názorům jednoznačně preferujícím nutnost maximalizace zemědělské produkce – udržitelnost v tom případě znamená produkci dostatečného množství potravin co nejekonomičtějším způsobem a prostředí představuje omezení pouze proto, že jeho degradace může vyústit v pokles požadované výroby. Hlavní pozici zaujímá člověkem vytvořený kapitál spolu s některými hodnotami kapitálu environmentálního. Udržitelnost je tak hodnocena jako schopnost systému dlouhodobě poskytovat produkci dosaženou zvyšováním vstupů (Smaling 1993; Ehui, Spencer 1993; Uexküll, Mutert 1993), případně jako zachování těch nejzákladnějších podmínek prostředí pro tuto produkci (Herdt, Steiner 1995; Viglizzo, Roberto 1998; Hendrix et al. 1992; Parris 1998; Kirchmann, Thorvaldson 2000; Rosegrant et al. 2002). Vyjádřeno slovy A. Biswase (1995: 20), dlouholetého vědeckého poradce ředitele United Nations Environment Programme, v publikaci o environmentálních limitech a perspektivách zemědělství v Egyptě:

„Správná otázka nezní, zda by zdroje měly být využívány intenzivně, či extenzivně, ale jak dosáhnout jejich využívání tak, aby dlouhodobý rozvoj nebyl omezen limity prostředí. Zatímco s tímto požadavkem nikdo nepolemizuje, obtíže nastávají, když se má rozhodovat o tom, jak navrhnout, uskutečnit a udržovat skutečně udržitelný projekt zemědělského rozvoje. [...] Existuje často trend obviňovat rozvojové specialisty z toho, že způsobili environmentální problémy, nezávisle na příčinách problémů, včetně takových důvodů, jako je současný stav znalostí nebo dostupnost údajů. Stejně tak lidé ve starověku obviňovali astrology ze svých nezdarů.“

Ekonomové hodnotící současný vývoj globální produkce potravin spolu s populačními trendy docházejí k závěru, že ani pro příští desetiletí nepředstavují environmentální limity, jako je kapacita globálních výpustí nebo dostupnost zdrojů, podstatné nebezpečí pro omezení produkce (Blum 1991; Rosegrant, Ringler 1997). Podobné předpovědi možnosti růstu výnosů lze považovat za optimistické. V podstatě ovšem svými rozbory současné situace dávají implicitně za pravdu pracím, které tvrdí, že přinejmenším v současnosti je světová produkce dostatečná, hlad pramení z příčin politických a ekonomických, a je tedy možné zaměřit se na negativní stránky průmyslového zemědělství (Lappé et al. 1998).

Druhý postoj preferuje environmentální udržitelnost nejen z hlediska zachování zásob či možnosti obnovy zdrojů a asimilační kapacity výpustí jako faktorů produkce, ale znamená též preferenci hodnot ekosystémů, které neslouží bezprostřední produkci. Takovou hodnotou je například uchování biodiverzity či ochrana území hodnotných z ekologického či kulturního hlediska. Řada autorů omezuje svůj přístup k udržitelnosti

právě na tyto aspekty – tím redukuje obsah celého konceptu na pouhou šetrnost technologií k životnímu prostředí. Seznam praktik, které jsou prezentovány jako „udržitelné“, je uveden v tabulce 7. Poznamenejme, že informace o většině z nich je (či by přinejmenším měla být) naprosto běžnou součástí vzdělávání každého zemědělce. Jsou to již dlouholetou praxí ověřené postupy, někdy teprve dodatečně zdůvodněné teorií, které však často zemědělci nedodržují vědomě – jsou k tomu donuceni hnacími silami industrializace. Doporučení se proto v pracích většiny autorů opakují.

Tab. 7. Prvky úsporných zemědělských technologií

Půda a výživa rostlin:
minimalizace zpracování půdy, bezorebné technologie
vrstevnicové obdělávání
osevní postupy
využívání zlepšujících účinků leguminóz včetně podsevů
zelené hnojení
podsevy při pěstování kukuřice
organické hnojení
směsné kultury
řízené zavlažování
metody precizního zemědělství
hnojiva s pomalým účinkem
agrolesnictví
Ochrana rostlin proto plevelům, chorobám a škůdcům:
omezení dávek pesticidů, cílená aplikace
metody precizního zemědělství
metody integrované ochrany, využívání přirozených nepřátel škůdců
osevní postupy
vyčlenění kvetoucích a neošetřovaných ploch jako stanoviště predátorů a ptáků
biopesticidy a fungicidy

mechanická kontrola plevelů

rezistentní odrůdy, včetně transgenních rostlin

monitoring škůdců

Energie:

pěstování energetických plodin pro použití na farmě

správná údržba mechanizace

energeticky úsporná zařízení

větší využívání pastvy jako způsob omezení nakupovaných krmiv

agrolesnictví

Zdroj: Young, Burton 1992; OECD 1995; Conway 1996; Stoner 1996; Atkinson, McKinlay 1997; Pretty 1998

Za zvláštní zmínku ovšem stojí návrhy W. Jacksona, prezidenta Land Institute v Kansasu v USA. Land Institute je soukromá výzkumná instituce financovaná z darů jednotlivců i organizací, která již od roku 1977 vyvíjí úsilí k nalezení opravdu radikální alternativy současné polní produkce (Jackson 2002; DeHaan, Van Tassel 2014). Touto alternativou by se mohlo stát potravinářské využívání vytrvalých trav nebo vyšlechtění vytrvalých odrůd stávajících druhů obilnin. Uvážíme-li rozlohu plochy, která musí být každoročně vyhrazena pro osivo, a energetické výdaje spojené s jeho pěstováním, sklizní, dopravou, přípravou půdy a setím, pak musíme souhlasit s názorem, že úspěch jejich konání by skutečně znamenal revoluční změnu zemědělství. Land Institute se snaží tohoto cíle dosáhnout bez použití genetických manipulací, hlavním důvodem je jejich finanční náročnost. I když náš přístup k využití transgenních rostlin v polní produkci je subjektivně nesouhlasný, v případě vnesení genu „perenializace“ do současných druhů obilnin bychom se klonili k názoru, že je jejich využití oprávněné. Bezvýsledně jsme se snažili najít informace o tom, zda se obdobnou činností nezabývají finančně mnohem silnější instituce, které vynakládají značné prostředky na tvorbu transgenních rostlin. Není na tom bohužel nic nepochopitelného, protože úspěšný výsledek by znamenal výrazný pokles profitu těchto společností, které produkují osiva a další vstupy.

V konkrétní situaci hodnocení udržitelnosti může preference environmentální udržitelnosti respektovat hranice prostorových jednotek. Z pozice hodnocení forem kapitálu je rozhodující kapitál environmentální a jeho úspory či vzrůst, které jsou představovány například omezením vstupů externího původu a využitím lokálních vstupů, náhradou části industriální kulturní energie energií biologickou či využitím služeb ekosystému (biologická ochrana plodin, preventivní působení osevního postupu),

zvýšením diverzity pěstovaných rostlin a chovaných zvířat či snížením počtu zvířat. Z hlediska principu jde buď o přístupy snažící se hladinu vstupů omezovat, anebo je nahrazovat maximalizací dostupných ekosystémových služeb – přístup agroekologický (Rosset, Altieri 1997; Gliessman 2000).

Do této oblasti lze také zařadit důraz na mimoprodukční funkce zemědělství a jejich odraz v multifunkční venkovské krajině (Blum 1998; Bühler-Natour, Herzog 1999; Helming, Wiggering 2003; Marsden, Sonnino 2008). Vedle již naznačené funkce krajiny jako zdroje surovin a vody, stanoviště biodiverzity a globální výpusti, schopné poutat produkty lidské činnosti, je důležité rovněž zachování, či dokonce zkvalitnění charakteru (vzhledu, struktury, ale zejména žité kultury) tradičních zemědělských krajin. Aspekt multifunkcionality krajiny jako rámce, ve kterém se odehrávají veškeré lidské aktivity, představuje současně výrazný styčný bod všech tří výše uvedených aspektů udržitelného hospodaření a je zdůrazňován zejména v evropských podmínkách, částečně také v Severní Americe. O této problematice pojednává řada autorů (Pretty, Hoewes 1993; Lyson, Welsh 1993; Cavailhès et al. 1994; Cudlínová, Lapka 1994; Colman 1994; Haas et al. 2001; Di Pietro 2001; Heilig 2003; Murdoch et al. 2003; Vagstad, Øygarden 2003; ad.). Představují změnu chápání úlohy zemědělství v těchto zemích, která vyústila v nastupující charakteristiky „post-produktivistického zemědělství“ (Bowler 2002): extenzifikaci, diverzifikaci a důraz na kvalitu potravin. Že prosazování těchto rysů včetně etických aspektů vztahu k hospodářským zvířatům nebude v systému globalizovaného obchodu jednoduché, potvrzuje Mahé (1997). Ten upozorňuje, že právě postupné zohledňování uvedených přístupů v legislativě evropských zemí se dostává do rozporu s pravidly globalizovaného obchodu World Trade Organisation a je považováno za nástup nového protekcionismu, jehož cílem je chránit evropské zemědělství před světovou konkurencí. Jedním z pozitivních výsledků je i pozvolné rozšíření zájmu mnohých specialistů ochrany přírody i na zemědělství, přičemž až doposud byl jejich „zájem soustředěn na zbytky biotopů, které se zachovaly mezi zemědělskou půdou“ (Bignal, McCracken 1996: 413). Pojetí ochrany přírody a krajiny inspirované evropským pojetím chráněných krajin se má rozšířit i na další kontinenty a obohatit tak ochranu o další rozměr – ochranu proti neudržitelnému využívání (Holgate 1994). Dopadem změn v intenzitě využívání multifunkční krajiny je také zvýšení jejího rekreačního potenciálu (Foglia 2000; Heilig 2003), který může vést k zachování dostupnosti finančního kapitálu v regionech s méně intenzivní zemědělskou činností.

Udržitelnost jako prostředek zachování, či dokonce vytvoření harmonických vztahů v místní komunitě jako nezbytné podmínky dlouhodobé perspektivy společnosti je centrem zájmu třetího přístupu. Vychází z přesvědčení, že směřování současného světa vede k erozi tradičních kultur a vztahů v nejširším slova smyslu, že globálně postupující homogenizace společnosti ústí v preferenci uniformních konzumních hodnot.

Stejný vývoj spatřuje i v zemědělství, jehož monotónní industrializovaná podoba založená na exploataci finančního a degradaci environmentálního kapitálu vytlačuje specifické šetrnější postupy, ale zejména způsobuje likvidaci sociálního kapitálu – tak jako ubývá ornice a zeleně v krajině, ztrácí se důvěra i mechanismy vzájemné pomoci mezi lidmi (Berry 1977, 1995; Warburton 1998; Pretty 1998; Smith 1998; Shiva 1999, 2002; Shutkin 2000; Ulčák, Pall 2003). Protože v zemědělství je spatřován základ fungování lidské společnosti, udržitelnost zemědělství je předpokladem udržitelnosti společenského systému. V tomto snažení často nejde „jen o to jak získat zpět to, co jsme ztratili. Jde o to jak vytvořit, co jsme nikdy neměli“ (Pretty 1998: 1). Nedílnou součástí této kategorie je i uvědomování si etických principů vztahů mezi lidmi, ale i vztahu člověka k prostředí, přírodě i hospodářským zvířatům – M. Fox to nazývá „humánním udržitelným zemědělstvím“ (Fox 1999: 29).

Na tomto místě ovšem zmiňme též pochybnosti o možnosti radikálních změn směřování společnosti, které vyjadřuje G. K. Heilig (1997) a dokládá je významem úlohy konkurence a konfliktu ve vývoji společnosti. Předpoklad dosažení harmonie (nejlépe globální) lidské společnosti s přírodou a altruistického přístupu k okolí, který je povětšinou implicitně obsažen v postojích propagátorů udržitelnosti, je podle něj odvozen z ekologických výzkumů. Ty dokládají provázanost a složitost potravních řetězců a dalších vztahů mezi druhy na nejrozličnějších úrovních, počínaje bakteriemi či houbami a konče savci. Na základě těchto studií jsou formulovány závěry, že biosféra, včetně lidské společnosti, funguje na základě vzájemně poskytovaných služeb, které celý systém stabilizují. Z tohoto důvodu člověk není pouze morálně zavázán k ochraně všech ostatních druhů, ale jejich ochrana mu přináší přímý prospěch. Heilig je přesvědčen, že přejímání těchto názorů do sféry sociální pomíjí existenci a úlohu konfliktu ve vývoji společnosti. Jakkoli je fungování stabilních přirozených ekosystémů jisté výsledkem i vztahů predace a kompetice, člověk se z těchto systémů vyčleňuje. Celá evoluce lidského druhu je příkladem, že není schopen být součástí stabilního ekosystému, že je mu vlastní dominance a růst, je to „kompetitivní zvíře“. Chce dominovat a růst, aktivně si přizpůsobovat prostředí ke svému prospěchu na úkor ostatních druhů, ale i na úkor příslušníků vlastního druhu. Požadavek udržitelnosti předpokládá, že člověk nebude porušovat rovnováhu ekosystému, jehož je součástí, ale přitom právě to společnost dělá po tisíciletí. Na stejném principu kompetice lze vysvětlit stále probíhající zánik společností, které asi skutečně žily v mnohem větší harmonii s prostředím – jde o populace „přírodních“ národů v Amazonii či v jihovýchodní Asii. I když využívají zdrojů prostředí mnohem ohleduplněji (nic jiného jim totiž nezbývá), okolní svět není ohleduplný k nim – není to jen pronikání prvků vnější kultury jako katalyzátoru rozpadu těchto společností, ale v mnohem větší míře přímý tlak na jejich teritorium a v něm obsažené zdroje, který „vyspělejší“ (a tedy v soutěži úspěšnější) společnost vyvíjí a kterému nejsou schopny se bránit.

Podobný názor vyslovuje Gertler (1994, in Bryden, Shucksmith, 2000: 33):

„... existují rostoucí překážky sociální reprodukce rodinných farem a venkovských komunit. Tato krize se projevuje neschopností lidí reagovat či efektivně vzdorovat úbytku místních služeb a ekonomické reorganizaci. Navzdory pochybnostem o smyslu a etické opodstatněnosti velkoprodukčních technologií a ekonomických trendů postrádají lidé v říši idejí i nepatrnou koherentní alternativní vizi.“

Řešení této situace ovšem nevidí v odmítnutí nabízených vizí udržitelnosti, ale při hledání východiska z popsané situace dochází k závěrům blížícím se výše uvedeným charakteristikám udržitelnosti jako budování sociálního kapitálu (ibid. 32):

„... rolníci často nepochopili roli rodinné farmy jako sociální instituce. Uvědomili si, že rodinné farmy jsou zapojeny do systému tržních vztahů, že jsou to relativně malé obchodní firmy se vztahem k mnohem větším průmyslovým a finančním skupinám. Ztratili ovšem ze zřetele, že rodinná farma přežívá jako sociální a kulturní jednotka, protože je také zakotvena v síti netržních výměnných vztahů. Takovéto vztahy mohou být rozhodující ve společném sdílení mechanizace a vzájemné pracovní pomoci, v informování se a učení, o pomoci v komplikovaných životních situacích ani nemluvě.“

V našem textu se k tomuto pojetí udržitelnosti přihlásíme v následujících kapitolách.

7. Možnosti indikace udržitelného hospodaření v krajině

Zemědělství je komplexní systém, který nejen poskytuje potraviny a možnost výdělku, ale ovlivňováním všech složek kapitálu také působí na chování společnosti. Aby bylo možné takto složitý systém vůbec nějak sledovat, bývá někdy zemědělská činnost rozčleněna na tři komponenty – vstupy, výstupy a vlivy –, protože se badatelé domnívají, že je snazší sledovat jednotlivé vlivy, než se pokoušet postihnout celek (Stevenson, Lee 2001).

7.1. Ukazatele OECD

Postoj OECD můžeme použít pro ilustraci přístupu, tvořícího na globální a národní úrovni jednoznačně měřitelné, kvantifikovatelné „tvrdé“ indikátory. Tento redukcionistický postoj svou podstatu občas skrývá pod rétorikou zmiňující nutnost participace. Názorovou nejednoznačnost a postupné změny postojů však lze vyzorovat i u této instituce. Materiál OECD (1995) zabývající se principy trvale udržitelného zemědělství řadí mezi postupy mající „potenciál udržitelnosti“ minimalizaci zpracování půdy, osevní postupy, zavádění mezplodin, rozšíření agrolesnictví a metod integrované a biologické ochrany plodin; ostatním aspektům fungování agroekosystému se věnuje pouze okrajově. Tímto přístupem jeho autoři postihují pouze environmentální složku udržitelnosti, a i tu jen částečně. Současně tvrdí, že si nekladou za cíl vytvořit konečný výčet doporučení, ale zdůrazňují, že „trvalá udržitelnost by měla být posuzována s ohledem na individuální systém hospodaření jako celek, ne jen se zřetelem na jednotlivou praxi hospodaření“ (OECD 1995: 24). Avšak současně implicitně

vyzdvihují roli jednotlivého jednání zcela v duchu uvedeného výčtu „udržitelných“ praktik, což je v rozporu s obsahem zmiňované citace.

Na tuto zprávu navazující materiály OECD (1997, 2001) o indikátorech udržitelného zemědělství na národní a subnárodní úrovni vycházejí z obecného rámce OECD pro posuzování indikátorů udržitelnosti „vliv – stav – odezva“ a pro výběr indikátorů stanovují několik kritérií:

- relevantní vztah k aktuálnímu environmentálnímu problému (kvalita vody, půdy ad.);
- schopnost indikátoru vypovídat o environmentálních dopadech konkrétní zemědělské aktivity;
- měřitelnost;
- stupeň agregace informací.

Na základě těchto kritérií byly stanoveny prioritní agroenvironmentální problémy a jim odpovídající okruhy indikátorů:

1. Širší ekonomické, společenské a environmentální souvislosti:

- podíl zemědělství na HDP;
- hodnota zemědělské produkce;
- podíl zaměstnanosti v zemědělství na celkové zaměstnanosti;
- věk a pohlaví zaměstnaných;
- vzdělání farmářů;
- počet farem;
- land use;
- zemědělské příjmy;
- finanční podpora zemědělství.

2. Životní prostředí a provoz farmy:

- podíl ploch se zpracováním programem vlivu na životní prostředí;
- podíl ekologického zemědělství;
- podíl ploch s plánem hospodaření s živinami;
- podíl půdního testování;
- používání nechemických metod kontroly škůdců;
- podíl integrované kontroly škůdců;
- pokrytí půdy vegetací;
- podíl ploch s programem péče o půdu;
- podíl různých forem zavlažování.

3. Využití vstupů a zdrojů:

- bilance množství dusíku;
- účinnost využití dusíku;

- trend množství použitých pesticidů;
- trend rizikovosti pesticidů;
- podíl vody v zemědělství na celkové spotřebě vody;
- účinnost využití vody.

4. Environmentální dopady zemědělství:

- plochy ohrožené vodní erozí;
- plochy ohrožené větrnou erozí;
- celková koncentrace nitrátů a fosfátů ve vodách;
- podíl vod s koncentracemi nitrátů a fosfátů nad normu;
- půdní retenční kapacita;
- množství erodované půdy;
- emise skleníkových plynů;
- diverzita odrůd a plemen;
- biodiverzita volné přírody;
- ekosystémová diverzita;
- podíl intenzivně obdělávaných ploch;
- podíl extenzivně obdělávaných ploch;
- podíl využívaných habitatů přirozeného charakteru;
- využití habitatů;
- krajinná struktura (vývoj ploch habitatů a člověkem vytvořených prvků v krajině);
- podíl ploch s plány péče o krajinu;
- výše prostředků na údržbu krajiny, ocenění krajiny společností.

Materiály OECD charakterizují důvody výběru oblastí indikátorů a zejména směry dalšího výzkumu, přesto však lze rozpoznat rozpaky, s nimiž byly jednotlivé okruhy indikátorů formulovány. To lze doložit srovnáním právě uvedeného počtu a obsahu indikátorů charakterizujících zemědělský provoz s indikátory ekonomickými či s alespoň navrhovanými indikátory vztahu zemědělství a krajiny. Na výše uvedených ukazatelích je možné sledovat vývoj trendů, ovšem jejich odůvodnění postrádá důležitý požadavek připomínaný Heiligem (1997) – formulace hodnoty či hladiny, která by byla považována za udržitelnou.

Soubory indikátorů udržitelnosti vytvořené mezinárodními organizacemi typu OECD jsou kritizovány z důvodů, které sumarizuje Reid (1995). Za prvé se tyto kolekce zaměřují na indikátory environmentální udržitelnosti a jen velice okrajově se zabývají společenskými aspekty problémů. Za druhé mají tendenci pomíjet natolik klíčové oblasti problému, jakými jsou vzorce chování a spotřeby a vyčíslení jejich environmentálních důsledků například formou „ekologické stopy“ či zapojení obyvatel do rozhodování. Třetím bodem kritiky je skutečnost, že mezinárodní organizace neposkytují žádný či v kladném případě poskytují jen velice omezený prostor pro vstup obyvatel

do procesu výběru indikátorů. Nedostatečná technická koordinace mezi soubory indikátorů a cíli postupů, o nichž mají vypovídat, je dalším nedostatkem tohoto přístupu. Za páte jsou vyslovovány pochybnosti, zda informace, na kterých jsou vzájemně srovnatelné indikátory založeny, jsou v jednotlivých zemích skutečně k dispozici. Srovnáváme-li tyto kritické námitky se zemědělskými indikátory předkládanými OECD, docházíme k závěru, že je lze vznést i proti tomuto souboru. Jak navíc zdůrazňuje Tschirley (1997), přeceňování tradičních environmentálních indikátorů zaměřených na pesticidy a hnojiva, produktivitu plodin a ochranu půdy vede k zanedbávání aktivní úlohy jedince a společenských institucí, která je však zpravidla rozhodujícím činitelem v procesu dosažení trvale udržitelného stavu.

7.2. Udržitelnost jako vědecká mozaika

Přes uvedené námitky však OECD přináší příklady environmentálních indikátorů aplikovatelných jak na úrovni jednotlivých hospodářství, tak i na úrovni regionů či států. Projekty menšího rozsahu se sice většinou s větší mírou adresnosti snaží identifikovat jednotlivé ukazatele udržitelnosti zemědělského systému, současně však často zanedbávají širší důsledky svého přístupu. Příkladem tohoto přístupu mohou být materiály Mezinárodního symposia o biodiverzitě v zemědělství pro trvale udržitelnou budoucnost publikované ve zvláštním čísle časopisu *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Giampietro 1997) a práce Smitha (1996) či Duelliho (1997), považující biodiverzitu za základní prvek dlouhodobé udržitelnosti. I když uznáváme nezastupitelnou roli druhové rozmanitosti ve fungování ekosystémů i možnou využitelnost řady druhů člověkem, nepokládáme za správné považovat druhovou diverzitu agroekosystému za rozhodující použitelné kritérium hodnocení jeho udržitelnosti. V případě krajiny však lze předpokládat, že vnitřní diverzita zvyšuje její přirozenou schopnost absorbovat změny (Míchal 1994). Rovněž práce Parka a Cousinse (1995), zaměřující se na význam kvalitativních vlastností půdy pro udržitelnost zemědělství, je příkladem izolovaného zdůrazňování jedné stránky problému. Autoři jsou si však toho vědomi a překvapivě otevřeně se vyslovují ke slabé stránce mezioborového přístupu. Ačkoli jsou totiž početné týmy často úspěšné v získávání prostředků pro činnost, koordinovaná prezentace výsledků jejich práce bývá značně obtížná. S rozvojem složitých kvantitativních modelů a zejména se zlepšujícími se technickými možnostmi jejich prezentace je stále obtížnější odhalit slabá místa modelu i pro odborníka. Prostý uživatel, pro kterého je ovšem model prvotně určen (zemědělec, politik ad.), je v podstatě už neschopen posoudit jeho správnost, je nucen mu pouze důvěřovat. V případě trvalé udržitelnosti, která ze své podstaty

předpokládá změnu jednání vedoucího k neudržitelnému stavu, je ovšem nutné, aby uživatel byl o správnosti modelu, indikátorů či jiných ukazatelů vnitřně přesvědčen. Z tohoto důvodu Park a Cousins vyslovují názor, že budoucí uživatel by se měl stát integrální součástí procesu tvorby modelu od jeho počátku. Rizika uplatnění modelů agroekosystému jsou popsána i Diekkrügerem et al. (1995), který dochází k obdobným doporučením.

Nezbytnost dlouhodobého přístupu k hodnocení udržitelnosti byla východiskem projektu H. Schrolla (1994), posuzujícího ekologickou udržitelnost dánského zemědělství na základě klesajícího energetického poměru mezi výstupy a vstupy mezi lety 1936–1990. Autor dochází k závěru, že vzhledem k tomu, že neexistuje objektivní pravidlo určující, jaká hodnota je pro dánské (ale i pro jiné) zemědělství optimální, je rozhodnutí o žádoucím poměru a způsobech jeho dosažení primárně věcí politického a společenského konsensu. Tento přístup cenným způsobem zdůrazňuje potřebu srovnání současného stavu s jeho kořeny, což je plně ve schopnostech expertů, ovšem realistické důvody, pro které rezignuje na formulaci autoritativních doporučení, jsou inspirativní.

Jako doplnění příkladů přístupu orientujícího se na izolované aspekty zemědělské udržitelnosti a redukující ji převážně na její environmentální složku zmiňme rovněž práce dalších autorů. Ti sice verbálně respektují jednotnost environmentální, ekonomické a sociální udržitelnosti charakterizovanou Yunlongem a Smitem (1994), cítí nutnost zapojit se do postupně favorizovaného názorového proudu, avšak obsahem své práce jsou zakotveni ve zjednodušujícím světě šetrných zemědělských praktik a odborných bilancí a indexů, čímž se vyjadřují pouze k malé části reality (Breembroek et al. 1996; Hansen, Jones 1996; Tisdell 1996; Bockstaller et al. 1997; Bailey et al. 1999; Koeijer et al. 1999; Lewandowski et al. 1999; Andreoli, Tellarini 2000; Breckling et al. 2000; Tellarini, Caporali 2000; Sands, Podmore 2000; Kropff et al. 2001; Wirén-Lehr 2001). Obrazně řečeno, pečlivě tak vytvářejí jednotlivé kamínky, ze kterých se ovšem nikdo nechystá složit skutečnou mozaiku.

7.3. Udržitelnost jako participace

Podle výše uvedených přístupů je pro zhodnocení udržitelnosti nutné identifikovat a sledovat činnosti a tlaky a srovnávat je s určenými minimálními a maximálními limity vstupů a výstupů. Woodhill a Röling (1998) ovšem uvádějí, že udržitelnost je vlastností „měkkých“ systémů, tedy systémů, ve kterých nejsou cíle a směřování jasně definovány. Proto udržitelné zemědělství nelze definovat mimo situaci a mimo společenský systém, v nichž působí. Musí ho definovat všichni účastníci, individuálně pro

každý případ zvlášť, v procesu konsensuálního vyjednávání. Bell a Morse (1999: 100) k tomu dodávají:

„... myšlenka měření udržitelnosti v absolutním, tradicionalistickém, redukcionistickém slova smyslu, představovaném indikátory udržitelnosti, není životaschopná. Nebo lépe řečeno, je uskutečnitelná, ale výsledek bude špatný, protože bude zjednodušovat komplexitu a redukovat spektrum oprávněných pohledů a názorů na ten jediný správný – ‚vědecký‘.“

Tento pohled neznamena odmítnutí snah hodnotit udržitelnost, pouze předpokládá rozšíření skupiny hodnotitelů na všechny zúčastněné. Příkladem takového přístupu mohou být práce již zmíněného britského specialisty na rozvoj venkova vyspělých i rozvojových zemí Julese Prettyho (1995a,b, 1997, 2002; Pretty et al. 2010). Ten považuje za základní předpoklad udržitelnosti zemědělství vedle lepšího využívání dostupných biofyzikálních zdrojů také zapojení zdrojů lidských. Udržitelnější zemědělství tak soustavně směřuje k následujícím cílům:

- důsledná integrace přírodních procesů (koloběh živin, fixace dusíku, regenerace půdy, vztah škůdce–predátor) do produkčních procesů v zemědělství, zabezpečující efektivní a ekonomickou produkci potravin při současném zvyšování přírodního kapitálu;
- minimalizace používání externích a neobnovitelných vstupů poškozujících životní prostředí či zdraví zemědělců a konzumentů a jejich cílené používání směřující k minimalizaci nákladů;
- plná participace zemědělců a ostatních příslušníků venkovských komunit na všech stupních analýzy problémů a formulování a uplatňování nových postupů a technologií, tato participace vede ke zvýšení lokální soběstačnosti a společenského kapitálu;
- vyšší využití znalostí a zkušeností zemědělců v kombinaci s novými postupy navrženými výzkumem i tehdy, nejsou-li tyto znalosti plně potvrzeny vědou či širou rozšířeny mezi zemědělci,
- zvýšení hodnoty veřejných statků představovaných kvantitou i kvalitou venkovského prostředí.

Naši bližší pozornost si zaslouží zejména obsáhlá syntéza J. Prettyho (1998) *The Living Land*, charakterizující stav evropského agroekosystému ve vpravdě holistickém pojetí a formulující institucionální i individuální předpoklady pro vytvoření udržitelného zemědělského a potravinového systému, a zejména pro vznik udržitelných venkovských komunit. Východiskem je pro autora současná převažující forma moderního industriálního zemědělství, charakterizovaná úzkým spektrem pěstovaných

plodin a chovaných zvířat, intenzivně využívající pesticidy, hnojiva, mechanizaci a závlahy a využívající externí informace (poradenské služby, výzkum). Tento systém však vede k degradaci přírodního kapitálu (voda, vzduch, půda, biodiverzita) i lidského zdraví (zemědělců i konzumentů) a „racionalizace“ zemědělského hospodaření vede ke ztrátě diverzity biologické i kulturní, degradaci krajiny a venkovského prostoru, a tím k redukci společenského kapitálu. Na základě analýzy vývoje evropského zemědělství formuluje Pretty tři kroky vedoucí k dosažení udržitelnosti venkovského prostoru.

První krok spočívá ve zvýšení ekonomické a environmentální efektivnosti využitím informačních technologií (GPS, GIS) spolu s metodami precizního zemědělství, minimalizací zpracování půdy, mechanizační kontrolou plevelů či používáním rezistentních odrůd. V této fázi nedochází k plýtvání vstupů a náklady klesají, nicméně cíle zemědělského hospodaření se nemění a nedochází ke změně hodnot a principů.

Postupné opouštění některých konvenčních zemědělských technologií a využití alternativních metod produkce je charakteristické pro druhou fázi přechodu k udržitelnému zemědělství. Prakticky tento krok znamená: využití rostlin fixujících dusík, používání biopesticidů, tvorbu stanovišť pro predátory, využití integrované a biologické ochrany rostlin, opouštění specializace hospodářství a uplatňování technologií chránících vodu a půdu. V této fázi je zohledněn hlavně vliv zemědělství na životní prostředí, venkovské komunity se do těchto procesů v podstatě nezapojují a zemědělci nejsou motivováni k vytváření nových vztahů.

Situace, kdy se zemědělství stává centrem ekonomických a společenských aktivit venkovské komunity, které jde o vytvoření udržitelnosti na úrovni blízkého regionu, vypovídá o existenci třetí fáze. Tento krok předpokládá vznik nových přístupů a participaci příslušníků místní komunity a prakticky se projevuje: vznikem místně specifických šetrných technologií; vysokou soběstačností a soudržností místních obyvatel; měněním se postavením externích institucí; experti se z distributorů informací mění na podporovatele a usměrňovatele místních změn; zemědělství jako celek získává schopnost stimulovat regeneraci místní ekonomiky; dochází k renesanci venkova (Saraceno 1994). Dosažení této fáze, která zatím zůstává neuskutečněna, si ovšem vyžádá širokou reformu institucí a současných systémů podpory nejen zemědělství, ale i venkovského rozvoje jako celku.

K monitorování těchto kroků jsou použitelné jednoduché ukazatele, podávající informaci o směřování k předem stanoveným cílům. Tato zdánlivě nenápadná formulace úlohy indikátorů je jedním z hlavních přínosů Prettyho práce – na rozdíl od dříve zmiňovaných příkladů formulace indikátorů, pro které je cílem dosažení velice neurčitě (pokud vůbec!) formulovaného udržitelného stavu, autor podrobuje výběr indikátorů těmto kritériím:

- cílenost – bezprostředním cílem je 50procentní zlepšení stavu oproti průměru posledních 20 let;
- časové měřítko – tohoto zlepšení dosáhnout maximálně do 5 let;
- stanovení priorit – z hlediska udržitelnosti neexistuje žádný počáteční ani konečný stav, nelze objektivně stanovit pořadí důležitosti jednotlivých indikátorů, je to jen věc individuálního posouzení;
- měřitelnost – je praktičtější využívat lehce měřitelné indikátory, zvolené v konkrétní situaci.

Tato kritéria slouží k návrhu deseti skupin indikátorů, které mohou sloužit jako inspirace pro konkrétní situace:

1. Pesticidy:

- celkové množství aktivních látek na ha;
- celkové množství aktivních látek na tunu čistého výstupu;
- množství prosakující do podzemních a povrchových vod;
- podíl úzce působících a relativně neškodných pesticidů.

2. Hnojiva:

- celkové množství N, P, K na ha;
- celkové množství N, P, K na tunu čistého výstupu;
- množství prosakující do podzemních a povrchových vod;
- podíl N fixovaného z ovzduší využitý v hospodářství.

3. Půda:

- procenta organické hmoty;
- množství erodované půdy na ha;
- množství erodované půdy na tunu čistého výstupu.

4. Energie:

- přímé a nepřímé energetické vstupy (mechanizace, elektřina, energie pesticidů a hnojiv) na ha;
- přímé a nepřímé energetické vstupy (mechanizace, elektřina, energie pesticidů a hnojiv) na tunu čistého výstupu;
- vzdálenost, ze které byla externí energie dovezena (přivedena) v km na tunu čistého výstupu.

5. Voda:

- množství závlahové vody na ha;
- množství závlahové vody na tunu čistého výstupu.

6. Odpady:

- množství odpadů z živočišné produkce využitých na farmě;
- emise CO_2 , CH_4 a NH_3 na ha;

- emise CO₂, CH₄ a NH₃ na tunu čistého výstupu;
 - podíl recyklovaných nebiologických odpadů.
7. Volně žijící živočichové:
- počet druhů a velikost jejich populace na ha;
 - diverzita hmyzu na stanovištích přírodního charakteru na území hospodářství;
 - velikost populace klíčových predátorů.
8. Místní inovace:
- míra inovace a adaptace technologií (počet experimentů na jednu farmu);
 - investice do vzdělávání.
9. Místní komunita:
- počet pracovních míst na ha zemědělské půdy;
 - počet pracovních míst na farmu;
 - podíl zemědělských vstupů a služeb pocházejících z místních zdrojů (v okruhu 15 km);
 - počet nezemědělských pracovních míst vytvořených přechodem k udržitelnému systému.
10. Partnerství a vzdělávání:
- počet vzájemných konzultací a diskusních setkání;
 - investice do skupinových aktivit.

Tyto indikátory jsou snadno měřitelné, a tudíž levné, těžko napadnutelné, a proto přesvědčivé, snadno ovlivnitelné změnou chování a užitečné jak pro zemědělce, tak i pro místní komunitu tím, že jejich zvýšení znamená i zvýšení přírodního a společenského kapitálu. Dodejme, že některé z indikátorů se neliší od výše zmiňovaných (např. indikátorů OECD), kde se jim nedostalo příznivého hodnocení. Cílem našich pochybností však nejsou indikátory samy, ale způsob jejich využití a jejich schopnost motivovat akci vedoucí ke změně. Toto je rozhodující prvek odlišující Prettyho přístup od většiny výše zmíněných. Pretty ve svém zdůrazňování jednoty environmentální a společenské stránky není osamocen, jeho práce však představuje unikátní spojení teoretického rozboru s návrhem aplikovatelných postojů. Zásadní otázkou však zůstává, jak dosáhnout rozvoje regionů – v současnosti převažuje přístup založený na hledání vnějších zdrojů kapitálu k „modernizaci“ venkova. Tento názor nepočítá s revitalizací zemědělství, o kterém soudí, že bude pokračovat v nastoupené cestě industrializace a že budoucnost regionů stojí na alternativním využití prostoru – rozšiřování drobného průmyslu, turistiky, golfových hřišť, práce na dálku pomocí internetu ad. Mnohem důležitější je podle Prettyho přístup založený na využití vnitřních zdrojů venkova – tedy na lidech, přírodě a zemědělství. Je proto nezbytné se ptát: Můžeme tyto zdroje využívat jinak a lépe než dosud? A můžeme to dělat bez zvyšování environmentálních a sociálních nákladů? Kladné odpovědi v sobě zahrnují úplně nové přístupy,

než jaké byly uplatňovány v uplynulých padesáti letech. Od 90. let 20. století je podle Prettyho možné pozorovat nástup nových trendů, jakými jsou například aktivizace nevládních organizací a občanských sdružení či zapojení veřejnosti do rozhodování. Pro tyto účely formuluje sedmistupňovou klasifikaci participace – od „manipulativní“ participace, která je jen deklarovanou zástěrkou, přes participaci „kouponou“, kdy lidé spolupracují s externí institucí za odměnu – grant či dotaci –, až po nanejvýš žádoucí a nejobtížněji dosažitelnou sebemobilizaci, kdy se lidé snaží o nápravu věcí bez zásahu zvenčí.

8. Udržitelné ekologické zemědělství?

Ekologické zemědělství, které od počátku 90. let 20. století nazvalo nejen v Evropě značného rozmachu, bývá svými zastánci často označováno za trvale udržitelné (Goering et al. 1993; Doherty et al. 2000; Shiva 2000). Jeho odpůrci jej však považují za zcela neživotaschopný experiment, jehož „kořeny tkví ve filozofii života, a ne v zemědělských vědách“ (Kirchmann, Thorvaldsson 2000: 155) a který „staví filozofické ideje nad vědecké myšlení“ (ibid.). Ve snahách o zmenšení negativních environmentálních dopadů představuje pak podle Zilbermana et al. (1997) ekologické zemědělství spolu s osevními postupy (sic!) překonané „technologie minulosti“ (s. 65), na rozdíl od precizního zemědělství. V hodnocení tohoto názoru se ztotožňujeme s v předchozím oddíle uvedeným postojem J. Prettyho, který považuje pořadí významnosti uvedených technologií pro dosažení udržitelnosti za právě opačné. Náš názor doložíme krátkým nástinem ekologického zemědělství jako systému splňujícího většinu z charakteristik udržitelného hospodaření.

Některé z názorů oponentů ekologického zemědělství jsou pravděpodobně vyvolány nesprávným obrazem tohoto systému hospodaření, který mohl vzniknout zjednodušením obsahu pojmu mezi neodbornou veřejností. Pokud je tomu tak, potom není pro oponenty dobrou vizitkou, že podobné simplifikace používají jako argumenty. Ekologické zemědělství v první řadě není „hospodaření bez chemie“. Pomineme-li triviální skutečnost, že ekologičtí zemědělci samozřejmě znají chemickou podstatu výživy rostlin a fungování biochemických procesů (přičemž jim bývá vytýkán opak), používání veškerých chemických přípravků není odmítáno. Odmítána je však aplikace rychle rozpustných umělých hnojiv a rutinní aplikace naprosté většiny biocidů. Jsou nicméně povoleny některé přípravky za přesně stanovených podmínek.

Ekologické zemědělství za druhé neznamená pouhé využívání chlévského hnoje a dalších organických hnojiv, i když je považuje za nezastupitelné pro zajištění koloběhu živin v agroekosystému. Pro ekologického hospodáře také není tajemství, že aplikací hnoje v nadměrném množství či v nesprávnou dobu, nebo zaorávkou jetelovin může dojít k vysokému vyplavování dusičnanů do podzemních vod. O tom ho informují

mimo jiné i bohaté výzkumy na toto téma (Freyer et al. 2000; Løes 2000; Koopmans, Bokhorst 2000; Heuwinkel, Locher 2000; Hansen et al. 2001).

Za třetí ekologické zemědělství není návratem k praktikám a výnosům konce 19. století, i když konkrétně v případě dodržování osevnických postupů se k tradicím může hrdě hlásit. Vedle osvědčených metod ovšem využívá i moderních znalostí půdní mikrobiologie, rezistentních odrůd či metod biologické ochrany proti chorobám a škůdcům (Reganold et al. 1987; Šarapatka 2000; Tamm 2000; Grunder 2000; Veselý 2000).

Za čtvrté provozování ekologického zemědělství není „výhradně doménou letitých hippies, kteří si nestihli uvědomit, v které době žijí“ (Avery 1995). Jak pestrá je škála motivů, které vedou současného evropského a amerického ekologického zemědělce k hospodaření, popisují například na akademické úrovni socioložky Pernille Kaltoft (1999, 2001) a Cornelia Butler-Flora (2000). Formou knihy rozhovorů se na téma situace současného drobného francouzského farmáře vyjádřili dva z nich – José Bové a François Dufour, známí aktivisté protestních akcí proti monopolizaci velkých firem (2001).

Hovoříme-li o ekologickém způsobu hospodaření, máme na mysli zemědělský systém splňující kritéria IFOAM – International Federation of Organic Agriculture Movements. V českých podmínkách je označení „ekologické zemědělství“ a jeho obsah kodifikován zákonem č. 242/2000 Sb., i když sama volba vhodného termínu je výsledkem delšího hledání – od „alternativního“ z počátku 90. let přes „organické“ z jejich poloviny až po současný název. Jeho anglickou obdobou je „organic agriculture“, někdy se rovněž používá označení „biologické“ zemědělství. Jak poznamenává Lampkin (1990), existuje alespoň dalších šestnáct různých termínů pro systémy totožné s organickým zemědělstvím, tyto názvy jsou ovšem často pouze výsledkem zbytečné akademické pedanterie. Vyhovují totiž uvedeným kritériím IFOAM a je pro ně společné, že se snaží:

- produkovat vysoce kvalitní potraviny v dostatečném množství;
- spolupracovat s přírodními systémy, a ne jim dominovat;
- podporovat fungování biologických cyklů v rámci zemědělského hospodářství zapojením mikroorganismů, planých i kulturních rostlin i zvířat;
- udržovat a zvyšovat půdní úrodnost;
- v co největší míře používat obnovitelné zdroje energie;
- pokud možno pracovat v uzavřeném koloběhu organické hmoty a živin;
- poskytnout hospodářským zvířatům podmínky, které jim umožňují všechny projevy přirozeného chování;
- vyvarovat se všech forem znečištění ze zemědělského provozu;
- udržovat genetickou diverzitu zemědělského systému, včetně ochrany stanovišť volně žijících druhů rostlin a živočichů;

- poskytovat zemědělcům přiměřený příjem a uspokojení z práce, včetně bezpečného pracovního prostředí;
- brát v úvahu širší sociální a environmentální dopady zemědělské činnosti.

Konkrétní aplikace těchto principů v praxi znamená využívání kompostovacích technologií, uplatňování osevních postupů, vyloučení rychle rozpustných umělých hnojiv, redukci antibiotik a hormonálních přípravků, mechanickou kontrolu plevelů, podstatnou redukci používání fungicidů, využívání biologické ochrany rostlin či snahu o lokální zpracování produktů a přímý prodej spotřebiteli. Bližší charakteristika uvedených technik produkce není cílem naší práce, přesto se zastavíme u těch aspektů, ze kterých usuzujeme na zjevné prvky udržitelnosti ekologického zemědělství. Použijeme přitom sled faktorů, se kterým jsme pracovali v kapitole o projevech neudržitelnosti industriálního zemědělství.

Ekologické zemědělství znamená zcela prokazatelně redukci poškozování environmentálního kapitálu, v řadě případů dokonce jeho vzrůst. Až na výjimku omezeného používání měďnatých a sirných fungicidů totiž nepovoluje jiné pesticidy, čímž snižuje zátěž prostředí a zemědělských produktů jejich rezidui. Obdobná situace je v produkci zejména dusíkatých látek z minerálních hnojiv, vyplavovaných do podzemních a povrchových vod, i když byly zaznamenány případy i vysokých emisí dusíku z hnojiv organických (Hansen et al. 2001; Berry et al. 2000; Weisskopf et al. 2000).

Pěstitelské technologie, kontrolované dodržování osevních postupů, používání organických hnojiv a regulami ekologického zemědělství ukládané zavádění protierozních opatření jsou příčinami celkově nižší úrovně půdní eroze v podmínkách ekologického zemědělství (Reganold et al. 1987; Lampkin 1990; Remund 2000; Haas, Köpke 2000).

Výsledkem provozování ekologického zemědělství je výrazně pozitivní vliv na biodiverzitu i na krajinu. Výsledky četných sledování prokazují zvýšení druhové pestrosti na ekologicky obhospodařovaných plochách díky nízké úrovni chemizace i pestřejší struktuře stanovišť. V tom se projevuje jak omezující vliv, který má tento způsob hospodaření na intenzifikaci zemědělství, tak i udržení zemědělské činnosti v marginálních oblastech formou ekologického zemědělství, a tím i zachování mozaiky biotopů v kulturní krajině (Lampkin 1990; Křišťan 1999; Stolton et al. 2000; Bosshard 2000; Spiess et al. 2000; Jeanneret et al. 2000; Smith et al. 2010).

Velmi důležitým aspektem udržitelnosti zemědělství je hospodaření s energií. Vyloučení aplikace herbicidů, většiny pesticidů a minerálních hnojiv znamená vyšší spotřebu energie na mechanické či termické zásahy proti plevelům i na aplikaci organických hnojiv. Nicméně při analýze celkové energetické bilance to bývají ekologické systémy hospodaření, které jsou energeticky efektivnější – přinášejí větší energetický užitek na jednotku vložené energie. Potvrzují to například analýzy ekologického pěstování žita ve Finsku (Lötjönen 2003), jarního ječmene a mléčné produkce v Dánsku

(Dalgaard 2003), srovnání výkonnosti ekologického a konvenčního osevního postupu v Polsku (Kus, Stalenga 2000) či systému integrujícího polní a živočišnou produkci s lesnictvím na Kubě (Funes-Monzote, Monzote 2000).

Kdybychom se však omezili pouze na uvedená zjištění, redukovali bychom pojetí udržitelnosti ekologického zemědělství na analogii environmentální šetrnosti. Neméně významná je totiž skutečnost, že toto zemědělství může do značné míry odolávat hnacím silám industrializace zemědělství. Zdá se totiž prokazatelné, že ve srovnání s konvenčně hospodařícími farmami na něj dopadají v menší míře důsledky marginalizace zemědělství jako odvětví. To je způsobeno tím, že produkty ekologického zemědělství jsou velmi žádané a jejich prodej se stabilně zvyšuje – například jejich hodnota v šestnácti evropských zemích, USA a Japonsku činila v roce 1997 10 miliard dolarů a do roku 2001 stoupla na 21 miliard dolarů, z toho jen podíl USA činil 9,5 miliardy dolarů a v roce 2013 stoupl na 35 miliard dolarů (Yussefi, Willer 2003; USDA-ERS 2014b). V USA rostla již v 90. letech finanční hodnota prodeje produktů ekologického zemědělství každoročně o 20 procent (IFOAM 2003).

Dodržování kontrolovatelných pravidel ekologického zemědělství brání nadměrné intenzifikaci chovů zvířat i polní produkce stanovením maximální zátěže jednotky plochy dobytčí jednotkou i regulací hnojení podle stanovištních podmínek.

Současný vývoj zájmu o produkty ekologického zemědělství v rozvinutých zemích ovšem znamená, že toto zemědělství může podlehnout dalším stimulům intenzifikace – dotacím a možnosti exportu nadprodukce. Země EU poskytují dotační podporu environmentálně šetrným zemědělským postupům, včetně ekologického zemědělství. Tyto kroky vyvolávají žádoucí odezvu, která se projevuje ve zvýšeném množství ploch zapojených do tohoto systému produkce. Vliv dotací lze ilustrovat na příkladu České republiky, kde se vlivem zavedení finanční podpory zvýšil mezi lety 1997 a 1998 počet hektarů v ekologickém zemědělství více než trojnásobně – z 20 238 ha na 71 620 ha a v roce 2012 dosáhl 490 762 ha, tj. 11,6 procent rozlohy zemědělské půdy (Zídek 1999; MŽP 2013). Je-li zájem o provozování ekologického zemědělství veden hlavně snahou získat dotace, pak to znamená výrazné ohrožení jeho perspektivy v případě redukce finanční podpory. Tento fakt ovšem ukazuje na důležitost vytvoření vazeb, které umožní ekologickému zemědělci co největší nezávislost na dotacích. Jak totiž upozorňuje Tovey (1997b), prvotním zájmem ekologických farmářů je snaha provozovat životaschopné hospodářství, nikoli udržovat farmu jako nástroj ochrany přírody či krajiny. Jejich činnost tento i další užítky rozhodně přináší, ale až jako sekundární produkt. Pokud jde o vývoz nadprodukce, je situace ještě komplikovanější. V případě evropských zemí se dá říci, že zájem spotřebitelů o produkty ekologického zemědělství převyšuje nabídku, což znamená možnost dovozu produktů z rozvojových zemí, kde se tento sektor také velmi rychle rozvíjí (IFOAM 2003). To na jedné straně znamená zlepšení finanční situace rolníků v rozvojových zemích (samozřejmě pokud se nejedná

o produkty pěstované na plantážích), zejména v případě rozvíjejících se systémů fair-trade (sociálně spravedlivého obchodování). Na druhé straně tato situace ovšem znamená růst nároků na balení, konzervaci a dopravu těchto produktů, čímž se podstatně redukuje environmentální přínos ekologického zemědělství. Současně ovšem můžeme uvedené skutečnosti chápat jako doklad životaschopnosti ekologického zemědělství a také jako jeho přínos k udržení člověkem vytvořeného kapitálu.

Častým zdrojem pochybností je přínos ekologického zemědělství pro globální produkci potravin. Argumentuje se tím, že redukce chemikálií způsobuje snížení výnosu, a tím přispěje ke zvyšování počtu hladovějících v rozvojových zemích. Tato argumentace je ovšem chybná. Pomineme-li skutečnost, že příčiny světového hladu nespočívají v nedostatku potravin (Lappé et al. 1998), zavedení praktik ekologického hospodaření v podmínkách drobných farem rozvojových zemí, spolu s využitím místních tradičních zemědělských praktik přináší naopak zvýšení produkce potravin (Scialabba, Hattam 2002). Je tomu tak proto, že drobní rolníci většinou nemohou používat drahé chemické vstupy, a proto využívání organického hnojení a půdoochranné praktiky, které jsou pro ekologické zemědělství typické, vedou k růstu výnosů. Je to však podmíněno cíleným vzděláváním farmářů o těchto postupech. Jde tedy o zřejmý růst kapitálu lidského a sociálního.

9. Kooperace jako mimoprodukční funkce ekologického zemědělství

Vedle tradičně pojímaných mimoprodukčních funkcí zemědělství, soustředících se zejména na jeho environmentální přínosy, případně zahrnující jeho přínos pro udržení zaměstnanosti a osídlení regionů, můžeme v případě ekologického způsobu hospodaření identifikovat ještě další funkci. Není přítomna automaticky, nezahrnují ji produkční směrnice ani její existenci nekontrolují inspekční orgány, a přesto její vznik a existence může být, podle našeho názoru, minimálně stejně důležitá jako funkce ostatní. Znamená totiž rozšíření pozitivních dopadů ekologického zemědělství z již zmíněné oblasti vlivů na životní prostředí a zaměstnanost do sféry lidských vztahů, spolupráce a udržování kontaktů. Označme ji jako funkci kooperační a komunikační.

Výše uvedený růst poptávky po produktech ekologického zemědělství (a to nejen potravinářských – populární je i bavlna z tohoto systému pěstování) může způsobit obtíže při dodržování posledních z dříve uvedených kritérií IFOAM – respektování širších dopadů zemědělské činnosti. Toto nebezpečí mohou podstatně omezovat jednodušší vztahy mezi zemědělci a konzumenty jejich produktů, představované zakládáním či rozvojem zemědělsko-odběratelských družstev nebo trhů s výhradně lokální produkcí, které vznikají již v 90. letech v USA i ve Velké Británii (DeLind 1994; Henderson, Van En 1999) a přibližně od roku 2010 i v ČR. Velice zajímavým příkladem je vznik systémů umožňujících přímé vztahy mezi zemědělci a odběrateli, kteří se mění ze zákazníků v partnery, což platí zejména v případě tzv. „komunitou podporovaného zemědělství“ – Community Supported Agriculture (CSA). Vznik těchto systémů byl inspirován japonským družstvem Seikatsu, které vzniklo v polovině 60. let jako sdružení dvou set tokijských žen, nakupujících mléko přímo od producenta. Do poloviny 90. let dosáhl počet členů 200 000; jeho úspěch je podmíněn i specifiky japonské společnosti. Japonská asociace ekologického zemědělství formulovala v roce 1978 deset principů, na kterých je založeno partnerství mezi tamními zemědělci a jejich zákazníky (OECD 1994):

- Vzájemná pomoc – základem partnerství není obchod, ale přátelský vztah mezi lidmi. Zemědělci i konzumenti si mají pomáhat na základě vzájemného porozumění.
- Uspokojení potřeb konzumentů – zemědělci mají na základě domluvy s odběrateli plánovat sortiment a množství své produkce.
- Přijímání produkce – konzumenti mají odebrat veškerou produkci, na jejímž složení se dohodli s producenty; měli by konzumovat především ji.
- Vzájemné porozumění při tvorbě cen – producenti berou při tvorbě cen v úvahu snížení svých nákladů (na třídění, balení, konzervaci, dopravu, odpad) a jistotu odběru, zákazníci oceňují výhodu snadného získání čerstvé, kvalitní a chutné produkce známého původu.
- Osobní vztahy – rozvoj partnerství vyžaduje prohlubování osobních vztahů.
- Distribuce svépomocí – transport produkce zajišťují zemědělci či konzumenti bez zapojení profesionálních dopravců.
- Demokratické vedení – obě skupiny (producenti i konzumenti) se vyhýbají závislosti na malé skupině entuziastických „vůdců“, snaží se zapojit všechny členy.
- Dobrovolné vzdělávání – obě skupiny se snaží poučit se ze svých zkušeností a pokouší se rozšířit své aktivity mimo distribuci potravin.
- Udržení přijatelné velikosti skupin – dodržování předchozích bodů je obtížné, jestliže skupiny mají příliš mnoho členů či pracují-li na velkém území. Hnutí by se tedy mělo šířit vznikem nových skupin a jejich vzájemnou spoluprací.
- Trpělivost – výhody systému neužívají nové skupiny okamžitě, proto musí svorně vyvinout úsilí k dosažení optimálního stavu.

Tyto zásady jsou uplatňovány (i nevědomě) také v systémech přímých styků zemědělců a zákazníků v Evropě a Severní Americe.

V současnosti se nejvíce rozvíjí systém pravidelných dodávek produkce (hlavně zeleniny) zákazníkům. Složení dodávky se mění s ročním obdobím a je určováno především výběrem pěstitele, který produkci dopraví přímo do domu či složí více balení u jednoho z odběratelů, od kterého si je ostatní tentýž den vyzvednou. Tento „distributor“ je odměněn dodávkou zeleniny se slevou či malým poplatkem od členů skupiny. Podle většiny ohlasů lidé ochotně přijímají sezónní změny ve skladbě dodávek a akceptují i pro ně neznámé druhy zeleniny, dokonce oceňují i s tím spojený moment překvapení. Zúčastnění rovněž pozitivně hodnotí skutečnost, že cena velmi čerstvé a kvalitní zeleniny bývá srovnatelná s cenou konvenční produkce v obchodech – tuto hladinu je možno lehce dodržet právě vyloučením mezičlánku obchodní distribuce. Pěstitel má aktivně udržovat spojení s odběrateli, občasně je informovat o průběhu sezóny, o skladbě dodávek, o novinkách, o možnosti individuálních objednávek – mnoho farem tak činí prostřednictvím letáku přikládaného do bedničky s dodávkou. Velmi vítaná jsou rovněž pozvání na farmu, spojená například s dožínkami. Na tomto principu

byly v ČR již v polovině 90. let 20. století ojediněle zakládány kluby přátel ekologického zemědělství (Ulčák 1997). Přínos takového druhu komunikace mezi zemědělcem a spotřebitelem shrnul Tim Deane, jeden z prvních britských farmářů, který začal s doávkami spotřebitelům v roce 1991, v časopise *Resurgence* (2003: 15):

„Když si vyzvednete svůj balíček se zeleninou nebo když vám ho přivezou, můžete na něj hledět jako na odraz dvou lidí na malém kusu země, kteří pracují v limitech energie slunečního světla a jejich vlastní energie. Tu zeleninu dostanete takovou, jaká je – možná trochu omytou, aby dostála své úloze –, ale opravdovou v tom smyslu, že vyrostla nedaleko, ve vzduchu, který dýcháte i vy. Nedusila se v nákladním prostoru letadla, ani ve výfukových plynech na dálnici, stále v sobě má život pole, na kterém rostla. [...] Pěstovat a prodávat zeleninu tak, jako to děláme my, není velká věc, postihne jen malou plochu a pár lidí. Je to nepatrná lokální odpověď na globální problém a nemůže být použita všude. Ale při pohledu na regály supermarketů a hromady nepotřebných věcí v nich je to alternativa, a možná dokonce revoluční čin.“

Pravděpodobně nejzajímavější je systém CSA (Groh, McFadden 1990; Schnell 2013), který opouští úroveň pouhé směny zemědělských produktů a který umožňuje bezprostřední zapojení konzumenta-odběratele do života farmy. Jednotliví zájemci jsou vyzváni k získání podílu na produkci farmy, která může být v soukromém vlastnictví hospodáře, či dokonce bývá majetkem skupiny (jak je tomu často v USA). Podíly se obvykle kupují na celý rok dopředu a je možno je uhradit nejen finančně jednorázově či ve splátkách, ale i formou práce na farmě v průběhu roku; částečně se tak stírá i rozdíl mezi producentem a spotřebitelem. O výši podílů se rozhoduje na společném shromáždění, kde jsou podílníci seznámeni se záměry farmy na příští rok, s osevními plány a sortimentem produktů a s předpokládanými náklady farmy, na jejichž základě se určí hodnota podílu. Výsledkem bývá smlouva se závazkem farmáře dodat produkci do hodnoty či téměř do hodnoty podílu. V průměrném roce podílníci získávají množství produkce, jehož hodnota obvykle podstatně převyšuje hodnotu jimi zaplaceného podílu. Většina zisku farmy je tak rozdělena mezi podílníky.

Cílem tohoto systému není jen vytvoření podmínek pro udržení a prosperitu ekologicky příznivého zemědělství v regionu. Ve skutečnosti je umožněna a rozvíjena existence místní komunity skrze zemědělství, prostřednictvím farem, které mohou i spolupracovat navzájem tak, že si rozdělí spektrum plodin podle přírodních či jiných podmínek. Vede k vytvoření vědomí sounáležitosti s regionem, s jeho obhospodařováním; zapojením podílníků do práce na farmě přispívá k poznání úlohy zemědělství

pro tvorbu životního prostředí a pro život obce. V podmínkách Velké Británie se rovněž vhodně doplňuje s existencí místních systémů bezhotovostní směny, známých pod zkratkou LETS (Pullen 1992; Steele 1995).

Lidi zapojující se do uvedených aktivit lze označit za skutečně zodpovědné konzumenty ve smyslu tvrzení amerického farmáře a esejisty Wendela Berryho (1977). Zodpovědný konzument je konzument kritický, který odmítá nakupovat nízkou kvalitu, vysokou kvalitu produktů pokládá za své právo. Je to také skromný spotřebitel – zná své potřeby a nenakupuje více, než je nutné, zvažuje své touhy a snaží se je omezit, je si vědom své odpovědnosti. Podobné úvahy zazněly již vícekrát, ale Berry k nim dodává, že opravdu zodpovědný konzument je také do jisté míry producentem. Využívá svých zdrojů a schopností k uspokojení části vlastních potřeb. Vyčleňuje se vlastně z kategorie pouhých pasivních konzumentů, protože zodpovědně žije.

Kooperační a komunikační funkce v předloženém smyslu nemusí být nutně omezena jen na oblast ekologického zemědělství. Je to však především tento způsob hospodaření, který nabízí jednoznačně definovatelné produkty, jejichž „přidaná hodnota“ je schopna přilákat a trvale udržet zájemce. Je potvrzením toho, že ekologické zemědělství není systém hospodaření s „nízkými vstupy“, za který bývá někdy považováno. To platí možná pro vstupy fyzicky existující. Pokud jde ovšem o schopnosti a znalosti rolníků a objem informací, pak je to systém se vstupy velmi vysokými. Tato funkce představuje rozvoj sociálního a lidského kapitálu, a to i ve smyslu ukazatelů udržitelnosti, které navrhuje Pretty a které jsme představili v závěru kapitoly 7.3. Za rozhodující ovšem považujeme to, že v existenci a rozvoji vpravdě partnerských vztahů mezi jednotlivými skupinami obyvatel v regionu můžeme spatřovat argument proti zdůrazňování úlohy konfliktu jako jedné z řídicích sil rozvoje společnosti i proti tendencím moderní společnosti k anonymizaci vztahů. Současně spatřujeme ve vzniku vztahů rovné spolupráce a informovanosti potvrzení přímého přesahu zemědělství do života i dalších skupin obyvatel regionu, nejen zemědělců. Právem tak můžeme rozšířit úvahy o udržitelnosti zemědělství na všechny aspekty hospodaření v krajině, v regionu.

10. Udržitelné hospodaření v krajině – cíl, nebo prostředek?

V kapitole o komunitou podporovaném zemědělství jsme uvedli charakteristiku náročního konzumenta, který si je vědom práva na kvalitní produkt a toto právo chápe současně jako svůj závazek. Zásadu „nezadatelné právo předpokládá vysokou zodpovědnost“ zastává komunitarismus, jehož zakladatel A. Etzioni (1998), profesor University George Washingtona v USA, uvádí jako pohnutku jeho vzniku svou zkušenost pedagoga na Harvard Business School. Jako učitel etiky byl zaražen touhou studentů vyniknout za každou cenu bez ohledu na ostatní a často i na úkor svého zdraví. Současně se tehdy seznámil se studií, informující o silném přesvědčení mladých Američanů o nároku být v případě spáchání trestného činu souzen před porotou. Ovšem pokud byli požádáni, aby se sami stali členy poroty, snažili se tomu vyhnout. Tak se vypjatý individualismus, vědomý si svých práv, dostává do rozporu se snižujícím se vědomím odpovědnosti. V environmentální oblasti lze použít jako analogii příklad předpokládaného práva na spotřebovávání zdrojů a popírání povinnosti je ochraňovat. Existence funkčních vztahů spolupráce a odpovědnosti vytváří předpoklad toho, že jedinci ve společnosti dostojí svým závazkům v oblasti environmentální, sociální a morální. Dalším předpokladem je pohled na společnost jako na „komunitu komunit“, a ne jako na shluk individuů. Tento přístup je blízký současnému pojetí ekologie společenstev, která zkoumá společenstva ne jako prostorově a časově definovaný superorganismus, ale spíše jako stupeň organizace na úrovni společenstev (Begon, Harper, Townsend 1997).

V těchto příkladech můžeme spatřovat paralely s dlouhodobým charakterem udržitelnosti i s mnohovýznamovým obsahem tohoto pojmu. Dosavadním textem se snažíme ukázat, že udržitelnou činnost jako aktivitu komunity nelze definovat mimo situaci, v níž je provozována, a že udržitelnost je výsledkem dosažení konsensu. Její hodnocení, obsahující nejen kvantitativní, ale i kvalitativní údaje a odrážející hodnotové

orientace společnosti, by tak mělo vycházet z debaty mezi přírodovědci, společenskými vědci, politiky a laickou veřejností o tom, jak má udržitelný stav vypadat a jaké jsou jeho cíle. Tento přístup je blízký názorům francouzského sociologa vědy Bruna Latoura, který se domnívá, že již dále nelze dělit svět na oblast přírody, kterou řeší věda a vědci, a na oblast společenskou, ovládanou politiky. Hranice mezi přírodním a společenským se stále více stírají, dochází k hybridizaci. Věda ztrácí svůj monopol na řešení problémů přírody a politici zase neumějí řešit problémy společenské, navíc jsou narušeny i hranice mezi experty a laiky. Latour navrhuje kolektivní experiment, tedy debatu co nejširšího okruhu lidí, v níž by se skloubily postupy vědecké a politické a v níž by dostali prostor i laici (Konopásek 2001). Rovněž Volker (1997) považuje na základě rozboru holandského systému plánování za primární problém udržitelného rozvoje krajiny zejména komunikaci a participaci.

Domníváme se, že skutečnou výzvou pro formulaci principů udržitelného hospodaření v krajině je zahájení takové debaty. Ze samé podstaty věci ovšem plyne, že taková debata nemůže být omezena sektorově například jen na zemědělství. Je zarážející, jak často jsou zkoumány aspekty „zemědělské udržitelnosti“ na úrovni jednotlivého pozemku či hospodářství. Je vůbec možné očekávat využitelnou odpověď při pohledu na kulturní krajinu jako mozaiku sídel a komunikací, polí, zahrad, lesů a vodních ploch? V předchozích kapitolách jsme podali přehled nemalého množství prací hodnotících udržitelnost zemědělství, ale dosud jsme se nesetkali s tím, že by zastánci sektorového přístupu zahrnuli do svého zájmu i tak blízkou činnost, jako je lesnictví. A přitom vlastnictví či obhospodařování určité lesní plochy je přinejmenším ve středoevropském typu hospodaření běžné. Stejně tak si lze jen těžko představit smysl popisu udržitelnosti zemědělství, jsou-li jeho produkty převáženy a zpracovávány zcela neudržitelným způsobem.

Snaha hodnotit udržitelnost hospodaření v krajině by tedy měla postihovat nejen zemědělství a lesnictví, ale i průmyslové aktivity a všechny ostatní aspekty života v regionu tak, aby možnost zapojit se dostal ve smyslu Latourova kolektivního experimentu co nejširší okruh lidí. Současně je tak možné vytvořit situaci, kdy si ti, kteří jsou si vědomi svých práv, uvědomí i své závazky. Postup dosud používaný například ve veřejném projednávání materiálů EIA nemůže být z hlediska udržitelnosti dostatečný, protože zúčastnění mají rozdílné zájmy, a hlavně se nepodílejí na hledání východiska od samého počátku.

Navrhované hodnocení lze ovšem jen obtížně provádět ve velkém měřítku. Aby bylo možné zapojit skutečnou komunitu komunit, pak plánování i hodnocení všech aspektů života společnosti vyžaduje lokalizaci v prostoru, který umožní účinné zapojení všech skupin a vzájemné porozumění. Vzhledem k environmentálním kořenům udržitelnosti považujeme za takový vhodný prostor povodí. Historické analýzy ukazují, že povodí bylo základem dlouhodobého využívání území v mnoha tradičních společnostech

Evropy, Severní Ameriky, Afriky i východní Asie (Berkes et al. 1998; Jenkins 2000). Řada těchto kultur postupně zanikla, ovšem současně se vytvářejí nové, což je v souladu s antropologickým pojetím kultury a tradice jako nestrnulého procesu. Rovněž kulturologové předpokládají, že skutečně stabilní tradiční kultury preferovaly dlouhodobý užitek a spolupráci při využívání zdrojů. Tomu se ovšem naučily až donuceny negativními dopady své minulosti; jde tedy o vlastnost získanou (Ortová 1999). Je-li tomu tak, pak je možno na vznik koncepce udržitelnosti hledět i jako na proces nového učení, stimulovaný dosavadními trendy neudržitelnosti. Jsme ovšem toho názoru, že to platí zejména na úrovni nevelkých regionů, představovaných například právě povodími, jejichž obnovující se rolí v procesu dlouhodobého využívání zdrojů a v životě společnosti se zabývají například D. Worster (2002), R. Reinold (1998) a C. Griffin (1999). Proces učení se, postupně se rozvíjející spolupráce, respektování tradic, ale neodmítání prospěšné radikální změny, odmítání izolace a uvědomování si globálních souvislostí – to všechno lze najít ve výše zmiňovaných iniciativách typu komunitou podporovaného zemědělství. Uvedený přístup se tak může vyhnout přílišnému izolacionismu, extremismu a dalším negativním jevům, které jsou zmiňovány v souvislosti s bioregionalismem (Pepper 1996). V takovém regionu mají možnost projevit se mechanismy koevoluce, které při uplatnění prvku komunikace a spolupráce mohou vyústit v udržitelný rozvoj.

11. Závěr

Pojem „udržitelné hospodaření v krajině“ může být chápán jako označení pro exaktně hodnotitelný proces environmentálních změn, nebo jako dynamicky se proměňující stav prostředí i společnosti. V prvním případě se úsilí o jeho popis zaměřuje na stanovení objektivně existujících měřitelných či ocenitelných limitů a hnacích sil, které vedou k respektování mezí, či jejich překročení. Ve druhém případě zohledňuje zkoumání pojmu, vedle charakteristiky limitů, také pozice skupin společnosti a jejich představy o obsahu pojmu udržitelnost i o jeho časovém rozměru. Pokusili jsme se ukázat, že pro dosažení udržitelného stavu je rozhodující druhý přístup, neboť udržitelný rozvoj jako strategie spojená s občanskou společností (Lyson, Barham 1998) je prostorově i časově determinován. Skutečnou udržitelnost se nemusí podařit dosáhnout, ale její obsah jako ideál podoby aktivit člověka je inspirující.

Aby bylo možno posoudit udržitelnost lidských aktivit v krajině, doporučujeme:

- rozšířit chápání udržitelnosti o rozměr ekonomický a společenský;
- akceptovat, že udržitelnost je sociální konstrukce, jejíž projevy jsou místně specifické;
- při volbě ukazatelů a kritérií udržitelnosti umožnit plnou účast všem skupinám v regionu;
- zaměřit se na charakteristiky *neudržitelnosti* vzhledem k nejednoznačnosti pojmu „udržitelnost“;
- považovat industriální zemědělství za aktivitu prokazatelně environmentálně i sociálně neudržitelnou;
- neredukovat udržitelné zemědělství a další aktivity v krajině na soubor šetrných postupů a technologií;
- uznat pozici ekologického zemědělství nejen jako environmentálně šetrné technologie, ale zejména jako systému rozšiřujícího mimoprodukční funkce zemědělství o kooperaci a komunikaci různých skupin společnosti;
- chápat zemědělství jako součást všech aktivit člověka v krajině, regionu; udržitelnost zemědělství a udržitelnost společnosti se vzájemně podmiňují;
- snažit se dosáhnout udržitelnosti, zejména na regionální úrovni, za současného odmítání izolacionismu a při vědomí globálních souvislostí.

12. Summary

The study deals with the landscape and with human agricultural activities in it, considering them from the perspective of the concept of sustainable development. The first chapter sketches the historical roots of agricultural modernization which reach as far back as 18th-century England. The intensive industrialization of growing plants and raising animals since the mid-twentieth century can also be considered as the increasing dependence of agricultural systems on external inputs of fossil energy. The second chapter describes the unsustainability of the dominant trends in contemporary agriculture and landscape use patterns, and it depicts their environmental as well as social consequences. The degradation of the environment and so also of environmental capital due to pesticides, artificial fertilizers, and soil erosion is viewed as critical. Special attention is devoted to analysing the energy requirements of various agricultural systems and to the issue of dependence on limited phosphor reserves. The driving forces of industrialization and chemization are identified as follows: the marginalization of agriculture and the simplification of agricultural systems, the intensification of livestock production and the specialization of plant production, subsidies, globalized trade, the concentration of sales through chain stores, and social pressure. The third and fourth chapters offer basic information on the agricultural systems created by “the green revolution” in the 1960s and on the “forgotten” agriculture that has been spared by the mechanisms of industrialization. Despite being spared by industrialization, this type of agriculture feeds about one third of the human population. The fifth chapter examines three possible dimensions of the term “sustainable agriculture:” sustainability as a necessity to produce such an amount of food that would satisfy the demand of all the people living on Earth; sustainability as a need to preserve the characteristics and the quality of ecosystems and to practice maximum care in their use; sustainability as a means of maintaining traditional cultures and relationships. The sixth chapter reviews possible types of assessment and outlines the indicators of sustainable landscape use. The seventh and eighth chapters introduce organic agriculture as an environmentally, socially, and economically more sustainable alternative to the current form of industrial agriculture. They include examples of methods that preserve environmental capital and develop social capital. “Community supported agriculture” is seen as the most significant system of building social capital. The ninth chapter

focuses on the social aspects of sustainability and on its spatial dimension. Thus, the study as a whole shows that the term “sustainable landscape use” can be understood in at least two ways: as a process of environmental changes that can be scientifically evaluated, and as a dynamically changing condition of the environment as well as society. In the first case, the efforts to describe this term centre on establishing objectively existing, measurable or assessable limits and driving forces that lead to either respecting or transgressing boundaries. In the second case, in addition to describing the limits, the investigations of this term take into account also the position of various social groups and their views on what sustainability may mean and on what temporal dimensions it may contain.

13. Literatura

- ANDREOLI, M.; TELLARINI, V. Farm sustainability evaluation: methodology and practice. *Agric. Ecosystem. Environ.* 2000, č. 77, s. 43–52.
- ARNAB, D.; RITUPARNA, D.; AJEET, K.; SUBHO, M. *Targeted Delivery of Pesticides Using Biodegradable Polymeric Nanoparticles*. 2014, ISBN 978-81-322-1688-9.
- ATKINS, P.; SIMMONS, I.; ROBERTS, B. *People, Land and Time. An Historical Introduction to the Relations Between Landscape, Culture and Environment*. 1998, ISBN 0-340-67714-7.
- ATKINSON, D.; MCKINLAY, R. G. Crop protection and its integration within sustainable farming systems. *Agric. Ecosystem. Environ.* 1997, č. 64, s. 87–93.
- EVERY, D. T. *Saving Planet with Pesticides and Plastic: The Environmental Triumph of High-Yield Farming*. 1995, ISBN 1558130519.
- BAILEY, A. P. et al. Towards a method for the economic evaluation of environmental indicators for UK integrated arable farming systems. *Agric. Ecosystem. Environ.* 1999, č. 72, s. 145–158.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. *Ekologie. Jedinci, populace, společenstva*. 1997, ISBN 80-7067-695-7.
- BELL, S.; MORSE, S. *Sustainability Indicators. Measuring the Immeasurable?* 1999, ISBN 1-85383-497-1.
- BERKES, F. et al. Exploring the basic ecological unit: Ecosystem-like concepts in traditional societies. *Ecosystems*. 1998, č. 1, s. 409–415.
- BERRY, P. M.; PHILLIPS, L.; SYLVESTER-BRADLEY, R. An expert group approach to improve nitrogen use and performance of arable crops on organic farms in the UK. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 80, ISBN 3-7281-2754-X.
- BERRY, W. *Another Turn of the Crank: Essays*. 1995, ISBN 0-395-43292-8.
- BERRY, W. *The Agricultural Crisis: A Crisis of Culture*. 1977, ISBN 0-913098-28-0.
- BIGNAL, E. M.; MCCracken, D. I. Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *J. Appl. Ecol.* 1996, roč. 33, s. 413–424.
- BISWAS, A. K. Environmental sustainability of Egyptian agriculture: Problems and perspectives. *Ambio*. 1995, roč. 24, č. 1, s. 16–20.
- BLEKEN, M. A.; BAKKEN, L. R. Nitrogen cost of food production: Norwegian Society. *Ambio*. 1997, roč. 26, č. 3, s. 134–142.
- BLUM, A. What can be learned from a comparison of two agricultural knowledge systems? *Agric. Ecosystem. Environ.* 1991, č. 33, s. 325–339.
- BLUM, W. E. H. Sustainability and land use. In: D'SOUZA, G. E.; GEBREMEDHIN, T. G. (eds.). *Sustainability in Agricultural and Rural Development*. 1998, s. 171–192, ISBN 1-85521-977-3.
- BOCKSTALLER, C.; GIRARDIN, P.; VAN DER WERF, H. M. G. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*. 1997, č. 7, s. 261–270.

- BOSSHARD, A. Restoration of species rich meadows on formerly intensively used farmlands: An important step towards the ecological improvement of cultural landscapes. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 438, ISBN 3-7281-2754-X.
- BOVÉ, J.; DUFOUR, F.; LUNEAU, G. *The World is not for Sale. Farmers against Junk Food*. 2001, ISBN 1-85984-614-9.
- BOWLER, I. Sustainable farming systems. In: BOWLER, I. R.; BRYANT, C. R.; COCKLIN, C. (eds.). *The Sustainability of Rural Systems. Geographical Interpretations*. 2002, s. 169–187, ISBN 1-4020-0513-X.
- BRECKLING, B.; REICHE, E.-W.; WINDHORST, W. Sustainability – the ecological modelling point of view. In: HÄRDTKKEIN, M.; KALTSCHMITT, M.; LEWANDOWSKI, I.; WURL, H. N. (eds.). *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. 2000, s. 85–107, ISBN 3-503-05812-5.
- BREEMBROEK, J. A. et al. Environmental farm accounting: the case of the Dutch nutrients accounting system. *Agric. Systems*. 1996, č. 51, s. 29–40.
- BROUWER, F.; VAN DER STRAATEN, J. (eds.). *Nature and Agriculture in the European Union. New Perspectives on Policies that Shape the European Countryside*. 2002, ISBN 1-84064-235-1.
- BRYDEN, J.; SHUCKSMITH, M. The concept of sustainability in relation to agriculture and rural development in the European Union. In: DE BOR, W. V.; HOLEN, P.; WALS, A.; FILHO, W. L. (eds.). *Integrating Concepts of Sustainability into Education for Agriculture and Rural Development*. 2000, s. 21–39, ISBN 3-631-36425-3.
- BÜHLER-NATOUR, C.; HERZOG, F. Criteria for sustainability and their application at a regional level: The case of clearing islands in the Dübener Heide nature park (Eastern Germany). *Land-scape and Urban Planning*. 1999, roč. 46, s. 51–62.
- BUTLER-FLORA, C. Sustainability in agriculture and rural communities. In: HÄRDTKKEIN, M.; KALTSCHMITT, M.; LEWANDOWSKI, I.; WURL, H. N. (eds.). *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. 2000, s. 191–208, ISBN 3-503-05812-5.
- CAIRNS, J., Jr. Malthus revisited. Sustainability and the denial of limits. *The Social Contrac*. 1998, roč. 8, č. 3, s. 157–167.
- CARLEY, M.; SPAPENS, P. *Sharing the World. Sustainable Living and Global Equity in the 21st Century*. 1998, ISBN 1-85383-463-7.
- CARSON, R. *Silent Spring*. 1994, ISBN 0-395-68329-7.
- CAVAILHÈS, J. et al. Change in the French countryside: Some analytical propositions. *European Review of Agricultural Economics*. 1994, roč. 21, s. 431–449.
- ČECHURA, J. Die Bauernschaft in Böhmen während des Spätmittelalters. *Bohemia* 1990, roč. 31, s. 283–311.
- ČECHURA, J. Sedláci Petra Voka. *Historický obzor*, 1994, č. 5, s. 50–53, 81–85.
- CENIA. *Zpráva o životním prostředí České republiky*. 2012, ISBN 978-80-85087-17-8.
- COLMAN, D. Ethics and externalities: Agricultural stewardship and other behaviour: Presidential address. *J. Agric. Econ*. 1994, roč. 45, č. 3, s. 299–311.
- CONWAY, G. R.; BARBIER, E. B. *After the Green Revolution. Sustainable Agriculture for Development*. 1990, ISBN 1-85383-035-6.

- CONWAY, K. E. An Overview of the influence of sustainable agricultural systems on plant diseases. *Crop Protection*. 1996, roč. 15, č. 3, s. 223–228.
- CORDELL, D.; WHITE, S. Peak phosphorus: Clarifying the key issues of a vigorous debate about long-term phosphorus security. *Sustainability*. 2011, roč. 3, s. 2027–2049.
- CUDLÍNOVÁ, E.; LAPKA, M. The potential role of small-scale private farmers in the ecological restoration of the Bohemian landscape. *Ecol. Econ*. 1994, č. 11, s. 179–186.
- DALGAARD, T. On-farm fossil energy use. *Ecology and Farming*. 2003, č. 32, s. 9.
- DE KOEIJER, T. J. et al. A conceptual model for analysing input-output coefficients in arable farming systems: From diagnosis towards design. *Agric. Systems*. 1999, č. 61, s. 33–44.
- DE VRIES, W. Farming with other gainful activities in the Netherlands. *Sociologia Ruralis*. 1993, roč. 33, č. 2, s. 190–202.
- DEANE, T. Green Box. *Resurgence*. 2003, č. 219, s. 14–15.
- DEHAAN, L. R.; VAN TASSEL, D. L. Useful insights from evolutionary biology for developing perennial grain crops. *American Journal of Botany*. 2014, roč. 101, č. 10, s. 1801–1819.
- DELIND, L. B. Organic farming and social context: A challenge for us all. *Amer. J. Alt. Agric*. 1994, roč. 9, s. 146–147.
- DI PIETRO, F. Assessing ecologically sustainable agricultural land-use in the Central Pyrénées at the field and landscape use. *Agric. Ecosystem. Environ*. 2001, č. 86, s. 93–103.
- DIEKKRÜGER, B. et al. Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecol. Econ*. 1995, č. 12, s. 3–29.
- DOERING, O. Federal policies as incentives or disincentives to ecologically sustainable agricultural systems. In: OLSON, R. K. (ed.). *Integrating Sustainable Agriculture, Ecology, and Environmental Policy*. 1992, s. 21–36, ISBN 1-56022-024-4.
- DOHERTY, S.; RYDBERG, T.; SALOMONSSON, L. Ecosystem properties and principles of living systems for sustainable agriculture. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 152–155, ISBN 3-7281-2754-X.
- DOUTHWAITE, R. *Short Circuit: Strengthening Local Food Economies for Security in an Unstable World*. 1996, ISBN 1-874675-60-0.
- DUELLI, P. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agric. Ecosystem. and Environ*. 1997, roč. 62, č. 2–3, s. 81–91.
- EHUI, S. K.; SPENCER, D. S. C. Measuring the sustainability and economic viability of tropical farming systems: A model from sub-Saharan Africa. *Agric. Econ*. 1993, č. 9, s. 279–296.
- ESCALADA, M. M.; HEONG, K. L. Communication and implementation of change in crop protection. In: CIBA FOUNDATION. *Crop Protection and Sustainable Agriculture*. 1993, s. 191–202, ISBN 0471939447.
- ESWARAN, H.; VIRMANI, S. M.; SPIVEY, L. D. Sustainable agriculture in developing countries: Constraints, challenges, and choices. In: *Technologies for Sustainable Agriculture in Tropics. ASA Special Publication 56*. 1993, s. 7–24.
- ETZIONI, A. A communitarian perspective on sustainable communities. In: WARBURTON, D. (ed.). *Community and Sustainable Development: Participation in the Future*. 1998, s. 40–51, ISBN 1-85383-531-5.
- ETZIONI, A. *The Spirit of Community: Rights, Responsibilities and the Communitarian Agenda*. 1994, ISBN 0671885243.

- EUROPEAN COMMUNITIES. *Generational Renewal in EU Agriculture: Statistical Background*. 2012, Brief No. 2, 10 s., http://ec.europa.eu/agriculture/rural-area-economics/briefs/pdf/o6_en.pdf [navštíveno 12. 11. 2014].
- EUROSTAT. *Agri-Environmental Indicator – Consumption of Pesticides*. 2012, http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_consumption_of_pesticides [navštíveno 15. 10. 2014].
- EUROSTAT. *Farm Structure Statistics 2000–2010*, http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Farm_structure_statistics [navštíveno 15. 10. 2014].
- FAO. *Food Outlook*. 2013, ISSN 0251-1959.
- FAO. *The State of The Food Insecurity in The World*. 2012, ISBN 978-92-5-107316-2.
- FOGLIA, P. Sustainable tourism in rural areas. AIAB's programme for „agriturismi bio-ecologici“. In: STOLTON, S.; GEIER, B.; MCNEELY, J. A. *The Relationship between Nature, Conservation, Biodiversity and Organic Agriculture*. 2000, s. 154–159, ISBN 3-934055-05-2.
- FOX, M. W. American agriculture's ethical crossroads. In: TANSEY, G.; D'SILVA, J. *The Meat Business. Devouring a Hungry Planet*. 1999, ISBN 1-85383-603-6.
- FRANCIS, Ch. et al. Conceptual foundation for innovative education in agroecology. In: DE BOR, W. V.; HOLEN, P.; WALS, A.; FILHO, W. L. (eds.). *Integrating Concepts of Sustainability into Education for Agriculture and Rural Development*. 2000, s. 125–137, ISBN 3-631-36425-3.
- FREYER, B.; LINDENTHAL, T.; SPIEGEL, H. Effects of long-term P-fertiliser application with different P-types and P-rates on P-balances, soil P-contents and yields. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 23, ISBN 3-7281-2754-X.
- FUKUYAMA, F. *Konec dějin a poslední člověk*. 2002, ISBN 80-86182-27-4.
- FUNES-MONZOTE, F.; MONZOTE, M. Results on integrated crop-livestock-forestry systems under agroecological bases for the development of Cuban agriculture. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 426, ISBN 3-7281-2754-X.
- GARDNER, B. *European Agriculture. Policies, Production and Trade*. 1996, ISBN 0-415-08533-0.
- GENG, S.; HESS, C. E.; AUBURN, J. Sustainable agricultural systems: Concepts and definitions. *J. Agronomy & Crop Science*. 1990, roč. 165, s. 73–85.
- GIAMPIETRO, M. Socioeconomic constraints to farming with biodiversity. *Agric. Ecosystem. Environ.* 1997, roč. 62, č. 2–3, s. 145–167.
- GLIESSMAN, S. R. *Agroecology. Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. 2000, ISBN 1-57504-043-3.
- GOERING, P.; NORBERG-HODGE, H.; PAGE, J. *From the Ground Up. Rethinking Industrial Agriculture*. 1993, ISBN 1-85649-224-9.
- GOODLAND, R. Environmental sustainability in agriculture: diet matters. *Ecol. Econ.* 1997, č. 23, s. 189–200.
- GOODLAND, R. Livestock sector environmental assessment. In: HÄRDTKEIN, M.; KALTSCHMITT, M.; LEWANDOWSKI, I.; WURL, H. N. (eds.). *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. 2000, s. 239–261, ISBN 3-503-05812-5.
- GREENPEACE. *Green Fields, Green Future. EC Agriculture Policy at the Crossroads*. 1992, ISBN 1-871532-66-3.

- GRIFFIN, C. B. Watershed councils: An emerging form of public participation in natural resource management. *J. Am. Water. Res. Assoc.* 1999, roč. 35, č. 3, s. 505–518.
- GROH, T. M.; MCFADDEN, S. S. H. *Farms of Tomorrow. Community Supported Farms, Farm Supported Communities.* 1990, ISBN 0-938250-28-0.
- GROSZOVÁ, S. *Příliš mnoho úst?* Praha: Pressfoto – nakladatelství ČTK, 1975, 92 s.
- GRUNDER, J. Biocontrol with zooparasitic nematodes: Current situation and future possibilities. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic.* 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 115, ISBN 3-7281-2754-X.
- GÜNTHER, F. Making western agriculture more sustainable. In: DOUTHWAITE, R.; JOPLING, J. (eds.). *FEASTA Review.* 2001, s. 130–144, ISBN 0-9540510-0-9.
- HAAS, G.; KÖPKE, U. Underseeds in potatoes to minimise environmental burdens. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic.* 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 391, ISBN 3-7281-2754-X.
- HAAS, G.; WETTERICH, F.; KÖPKE, U. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agric. Ecosystem. Environ.* 2001, č. 83, s. 43–53.
- HANSEN, B.; ALRØE, H. F.; KRISTENSEN, E. S. Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regards to Denmark. *Agric. Ecosystem. Environ.* 2001, č. 83, s. 11–26.
- HANSEN, J. W. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agric. Systems.* 1996, č. 50, s. 117–143.
- HANSEN, J. W.; JONES, J. W. A systems framework for characterizing farm sustainability. *Agric. Systems.* 1996, č. 51, s. 185–201.
- HEILIG, G. K. Multifunctionality of landscapes and ecosystem services with respect to rural development. In: HELMING, K.; WIGGERING, H. (eds.). *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes.* 2003, s. 38–51, ISBN 3-540-00008-9.
- HEILIG, G. K. Sustainable development – Ten arguments against a biologicistic „slow-down“ philosophy of social and economic development. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 1997, roč. 4, s. 1–16.
- HELMING, K.; WIGGERING, H. (eds.). *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes.* 2003, ISBN 3-540-00008-9.
- HENDERSON, E.; VAN EN, R. *Sharing the Harvest. A Guide to Community Supported Agriculture.* 1999, ISBN 1-890132-23-3.
- HENDRIX, P. F.; COLEMAN, D. C.; CROSSLEY, D. A. Using knowledge of soil nutrient cycling processes to design sustainable agriculture. In: OLSON, R. K. (ed.). *Integrating Sustainable Agriculture, Ecology, and Environmental Policy.* 1992, s. 63–82, ISBN 1-56022-024-4.
- HERDT, R. W.; STEINER, R. A. Agricultural sustainability: Concepts and conundrums. In: BARNETT, V.; PAYNE, R.; STEINER, R. (eds.). *Agricultural Sustainability – Economic, Environmental and Statistical Considerations.* 1995, ISBN 0471950092.
- HEUWINKEL, H.; LOCHER, F. An approach to describe the variability of nitrogen fixation by a clover-grass mixture within a field. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic.* 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 90, ISBN 3-7281-2754-X.
- HOGGART, K.; BULLER, H.; BLACK, R. *Rural Europe. Identity and Change.* 1995, ISBN 0-340-59699-6.
- HOLGATE, M. W. Protected areas in the future: the implications of change, and the need for new policies. *Biodiversity and Conservation.* 1994, roč. 3, č. 5, s. 406–410.
- HORNE, J. E.; MCDERMOTT, M. *The Next Green Revolution. Essential Steps to a Healthy, Sustainable Agriculture.* 2001, ISBN 1-56022-886-5.

- HRDP – *Horizontální plán rozvoje venkova pro Českou republiku 2004–2006*. 2003 [cit. 15. 7. 2003]. Dostupné z: <http://kostelec.czu.cz/uae/HRDP>.
- IFOAM. Highlight on BioFach. A concept spans the world. *Ecology and Farming*. 2003, č. 32, s. 37.
- JACKSON, J. Natural systems agriculture: A truly radical alternative. *Agric. Ecosystem. Environm.* 2002, č. 88, s. 111–117.
- JANEČEK, M. Ohroženost zemědělské půdy České republiky vodní a větrnou erozí. In: NĚMEC, J. (ed.). *Krajinotvorné programy*. 2001, s. 105–110. Příbram: Centrum pro otázky ochrany přírody a krajiny Příbram.
- JEANNERET, P. et al. Biodiversity in cultivated landscapes: Are landscape features important? In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 448, ISBN 3-7281-2754-X.
- JENKINS, T. N. Putting postmodernity into practice: Endogenous development and the role of traditional cultures in the rural development of marginal regions. *Ecol. Econ.* 2000, č. 34, s. 301–314.
- KALTOFT, P. Organic farming in late modernity: At the frontier of modernity or opposing modernity? *Sociologia Ruralis*. 2001, roč. 41, č. 1, s. 146–158.
- KALTOFT, P. Values about nature in organic farming practice and knowledge. *Sociologia Ruralis*. 1999, roč. 39, č. 1, s. 39–53.
- KIRCHMANN, H.; THORVALDSON, G. Challenging targets for future agriculture. *European Journal of Agronomy*. 2000, č. 12, s. 145–161.
- KIRSCHENMANN, F. Is sustainable agriculture the answer? *J. Sustain. Agric.* 1990, roč. 1, č. 2, s. 123–129.
- KOHÁK, E. *Zelená svatozář. Kapitoly z ekologické etiky*. 1998, ISBN 80-85850-63-X.
- KONOPÁSEK, Z. O politice nepolitčnosti (Ve stopách Bruna Latoura). *Vesmír*. 2001, roč. 80(131), č. 7, s. 386–389.
- KOOPMANS, C. J.; BOKHORST, J. Optimising organic farming systems: Nitrogen dynamics and long-term soil fertility in arable and vegetable production systems in the Netherlands. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 69, ISBN 3-7281-2754-X.
- KRECH, S.; MCNEILL, J. R.; MERCHANT, C. (eds). *Encyclopedia of World Environmental History*. 2003, ISBN 0-415-93732-9.
- KŘIŠŤAN, T. Český venkov a ekologické zemědělství. In: *10 let ekologického zemědělství v České republice*. Sborník konference ČZU v Praze. 1999, s. 75–78, ISBN 80-213-0537-1.
- KROPFF, M. J.; BOUMA, J.; JONES, J. W. Systems approaches for the design of sustainable agro-ecosystems. *Agricultural Systems*. 2001, č. 70, s. 369–393.
- KUS, J.; STALENGA, J. Comparison of economic and energy efficiency in ecological and conventional crop production system. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 395, ISBN 3-7281-2754-X.
- KYSUČAN, L. *Na zlomu času: Devět zastavení na konci starověku a druhého tisíciletí*. 1997, ISBN 80-7067-774-0.
- LAMPKIN, N. *Organic Farming*. 1990, ISBN 0-85236-191-2.
- LAMPKIN, N. Studies of Biological Farming Systems in Western Europe and North America – A Literature Review. In: *The Importance of Biological Agriculture in a World of Diminishing*

- Resources. Proceedings of the 5th IFOAM International Scientific Conference at the University of Kassel (Germany).* 1986, s. 123–149, ISBN 3-926059-01-X.
- LAPPÉ, F. M.; COLLINS, J.; ROSSET, P. *World Hunger. 12 Myths.* 1998, ISBN 1-85383-493-9.
- LEWANDOWSKI, I.; HÄRDTLEIN, M.; KALTSCHMITT, M. Sustainable crop production: Definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability. *Crop Sci.* 1999, roč. 39, č. 1, s. 184–193.
- LOCKERETZ, W.; ANDERSON, M. D. Agricultural research alternatives. *Our Sustainable Future.* 1993, Vol. 3, ISBN 0803229011.
- LØES, A.-K. Phosphorus and potassium concentrations in soil after long-term organic farming. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic.* 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 24, ISBN 3-7281-2754-X.
- LÖTJÖNEN, T. Machine work and energy consumption in organic farming. *Ecology and Farming.* 2003, č. 32, s. 7–8.
- LOWE, P.; CLARK, J.; SEYMOUR, S.; WARD, N. *Moralizing the Environment. Countryside Change, farming and pollution.* 1997, ISBN 1-85728-840-8.
- LYSON, T. A.; BARHAM, E. Civil society and agricultural sustainability. *Social Science Quarterly.* 1998, roč. 79, č. 3, s. 554–567.
- LYSON, T. A.; WELSH, R. The production function, crop diversity, and the debate between conventional and sustainable agriculture. *Rural Sociology.* 1993, roč. 58, č. 3, s. 424–439.
- MAHÉ, L.-P. Environment and quality standards in the WTO: New protectionism in agricultural trade? A European perspective. *European Journal of Agricultural Economics.* 1997, roč. 24, s. 480–503.
- MANNION, A. M. *Agriculture and Environmental Change. Temporal and Spatial Dimensions.* 1995, ISBN 0-471-95478-0.
- MARCOUX, A. Population and land degradation. In: *Population and the Environment: A Review of Issues and Concepts for Population Programmes Staff.* Řím: FAO, 1995, 32 s.
- MARSDEN, T.; SONNINO, R. Rural development and the regional state: Denying multifunctional agriculture in the UK. *Journal of Rural Studies.* 2008, roč. 24, č. 4, s. 422–431.
- MARSH, J. S. The policy approach to sustainable farming systems in the EU. *Agric. Ecosystem. Environ.* 1997, č. 64, s. 103–114.
- MÍCHAL, I. *Ekologická stabilita.* 1994, ISBN 80-85368-22-6.
- MONTAGUE, P. Excrement Happens. *The Ecologist.* 1999, roč. 29, č. 4, s. 267–269.
- MURDOCH, J.; LOWE, P.; WARD, N.; MARSDEN, T. *The Differentiated Countryside.* 2003, ISBN 1-857-28895-5.
- MŽP. *Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2013.* 2013, http://www1.cenia.cz/www/sites/default/files/Ro%C4%8Denka%20%C5%BDP%20%C4%8CR%202013_o.pdf [navštíveno 17. 10. 2014].
- NÁTR, L. *Rostliny, lidé a trvale udržitelný život člověka na zemi.* 1998, ISBN 7184-681-3.
- NEWMAN, E. I. Phosphorus balance of contrasting farming systems, past and present. Can food production be sustainable? *J. Appl. Ecol.* 1997, roč. 34, s. 1334–1347.
- NORGAARD, R. B. *Development Betrayed. The End of Progress and a Coevolutionary Revisiting of the Future.* 1994, ISBN 0-145-06862-2.
- ORTOVÁ, J. *Kapitoly z kulturní ekologie.* 1999, ISBN 80-7184-872-7.

- OECD. *Agricultural Policies, Markets and Trade: Monitoring and Outlook*. 1994, ISBN 92-64-12625-3.
- OECD. *Environmental Indicators for Agriculture*. 1997, ISBN 92-64-15315-2.
- OECD. *Environmental Indicators for Agriculture. Methods and results. Vol. 3*. 2001, ISBN 92-64-18614-X.
- OECD. *Sustainable Agriculture. Concepts, Issues and Policies in OECD Countries*. 1995, ISBN 92-64-14646-6.
- OECD. *Agricultural Policy Monitoring and Evaluation*. 2014, ISBN 9789264215078.
- PAN GERMANY. *Pesticides and Health Hazards*. 2012, http://www.pan-germany.org/download/Vergift_EN-201112-web.pdf [navštíveno 15. 10. 2014].
- PARK, J.; COUSINS, S. H. Soil biological health and agro-ecological change. *Agric. Ecosystem. Environ.* 1995, č. 56, s. 137–148.
- PARRIS, K. Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: An OECD perspective. *Environmental Pollution*. 1998, č. 102, s. 219–225.
- PEARCE, D. W.; TINCH, R. The true price of pesticides. In: VORLEY, W.; KEENEY, D. (eds.). *Bugs in the System. Redesigning the Pesticide Industry for Sustainable Agriculture*. 1998, s. 50–93, ISBN 1-85383-429-7.
- PEPPER, D. *Modern Environmentalism. An Introduction*. 1996, ISBN 0-415-05745-0.
- PETR, J.; DLOUHÝ, J. a kol. *Ekologické zemědělství*. 1992, ISBN 80-209-0233-3.
- PIMENTEL, D.: Ecological resources, agricultural sustainability, and the global human population. In: HÄRDTKEN, M.; KALTSCHMITT, M.; LEWANDOWSKI, I.; WURL, H. N. (eds.). *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. 2000, s. 5–16, ISBN 3-503-05812-5.
- PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of pesticide use. *Bioscience*. 1992, roč. 42, č. 10, s. 750–760.
- PIMENTEL, D.; PIMENTEL, M. *Food, Energy and Society*. 1996, ISBN 0870813862.
- PRETTY, J. *Regenerating agriculture. Policies and Practice for Sustainability and Self-Reliance*. 1995a, ISBN 1-85383-198-0.
- PRETTY, J. Participatory learning for sustainable agriculture. *World Development*. 1995b, roč. 23, č. 8, s. 1247–1263.
- PRETTY, J. *The Living Land*. 1998, ISBN 1-85383-516-1.
- PRETTY, J. The sustainable intensification of agriculture. *Natural Resources Forum*. 1997, roč. 21, č. 4, s. 247–256.
- PRETTY, J. *Agri-Culture. Reconnecting People, Land and Nature*. 2002, ISBN 1-85383-925-6.
- PRETTY, J.; HOWES, R. Sustainable agriculture in Britain: Recent achievements and new policy challenges. *IIED Research Series*. 1993, roč. 2, č. 1, 74 s.
- PRETTY, J.; SUTHERLAND, W. J.; ASHBY, J. et al. The top 100 questions of importance to the future of global agriculture. *Int J Agr Sustain.* 2010, roč. 8, č. 4, s. 219–236.
- PRETTY, J.; VORLEY, W.; KEENEY, D. Pesticides in world agriculture: Causes, consequences and alternative courses. In: VORLEY, W.; KEENEY, D. (eds.). *Bugs in the System. Redesigning the Pesticide Industry for Sustainable Agriculture*. 1998, s. 17–49, ISBN 1-85383-429-7.
- PULLEN, M. *Linking Farmers and Consumers*. 2. vyd., Bristol: ISEC, 1992, 28 s.

- PYE-SMITH, CH. *The Subsidy Scandal. How Your Government Wastes Your Money to Wreck Your Environment*. 2002, ISBN 1-85383-902-7.
- REDCLIFT, M. Developing sustainably. Designating agroecological zones. *Land Use Policy*. 1990, roč. 7, č. 3, s. 202–216.
- REDCLIFT, M. Frontiers of consumption: Sustainable rural economies and societies in the next century? In: DE HAAN, H.; KASIMIS, B.; REDCLIFT, M. (eds.). *Sustainable Rural Development*. 1997, s. 35–47, ISBN 1-85972-595-3.
- REDCLIFT, M. *Wasted. Counting the Costs of Global Consumption*. 1996, ISBN 1-85383-355-X.
- REGANOLD, J. P.; ELLIOT, L. F.; UNGER, Y. L. Long term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature*. 1987, roč. 330, č. 6146, s. 370–372.
- REGANOLD, J. P.; PAPENDICK, R. I.; PARR, J. F. Sustainable agriculture. *Scientific American*. 1990, roč. 262, č. 6, s. 112–120.
- REID, D. *Sustainable Development: An Introductory Guide*. 1995, ISBN 1-85383-2413.
- REINÖHLOVÁ, E. Zemědělství rozvojových zemí: industrializace versus udržitelnost? In: JEHLIČKA, P.; TOMEŠ, J.; DANĚK, P. (eds.). *Stát, prostor, politika*. 2000, s. 128–150, ISBN 80-238-5566-2.
- REINOLD, R. J. (ed.). *Watershed Management. Practice, Policies, and Coordination*. 1998, ISBN 0-07-052299-5.
- REMUND, A. Organic arable crop production – the best strategy for the maintenance of fertile soil and against hunger in the world. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 4, ISBN 3-7281-2754-X.
- RIGBY, D.; CÁCERES, D. Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agricultural Systems*. 2001, roč. 68, č. 1, s. 21–40.
- ROSEGRANT, M. W.; RINGLER, C. World food markets into the 21st century: Environmental and resource constraints and policies. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*. 1997, roč. 41, č. 3, s. 401–428.
- ROSEGRANT, M.; CAI, X.; CLINE, S.; NAKAGAWA, N. *The Role of Rainfed Agriculture in the Future of Global Food Production*. EPTD Discussion Paper No. 90. Washington: International Food Policy Research Institute, 2002, 106 s.
- ROSSET, P. M.; ALTIERI, M. A. Agroecology versus input substitution: A fundamental contradiction of sustainable agriculture. *Society & Natural Resources*. 1997, roč. 10, s. 283–297.
- SAGE, C. *Environment and Food*. 2012, ISBN 978-0-415-36312-9.
- SANDS, G. R.; PODMORE, T. H. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. *Agric. Ecosystem. Environ.* 2000, č. 79, s. 29–41.
- SARACENO, E. Alternative readings of spatial differentiation: The rural versus the local economy approach in Italy. *European Review of Agricultural Economics*. 1994, roč. 21, s. 451–474.
- ŠARAPATKA, B. Impact of different farming systems and soil properties on soil enzyme activity. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 5, ISBN 3-7281-2754-X.
- SCHNELL, S. M. Food miles, local eating, and community supported agriculture: Putting local food in its place. *Agric. Humm. Values*. 2013, č. 30, s. 615–628.
- SCHROLL, H. Energy-flow and ecological sustainability in Danish agriculture. *Agric. Ecosystem. Environ.* 1994, č. 51, s. 301–310.

- SCIALABBA, N. E.-H.; HATTAM, C. (eds.). *Organic Agriculture, Environment and Food Security*. 2002, 250 s., ISBN 92-5-104819-3.
- SENANAYAK, R. Sustainable agriculture: Definitions and parameters for Measurement. *J. Sustain. Agric.* 1991, roč. 1, č. 4, s. 7–27.
- SHIVA, V. In situ conservation of agricultural biodiversity and organic farming – The basis for future food security. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 225, ISBN 3-7281-2754-X.
- SHIVA, V. *Protect or Plunder?: Understanding Intellectual Property Rights*. 2002, ISBN 1842771094.
- SHIVA, V. *Stolen Harvest: The Hijacking of the Global Food Supply*. 1999, ISBN 0896086070.
- SHUTKIN, W. A. *The Land That Could Be. Environmentalism and Democracy in the Twenty-First Century*. 2000, ISBN 0-262-19435-X.
- SMALING, E. M. A. The soil nutrient balance: An indicator of sustainable agriculture in sub-Saharan Africa. In: *The Fertiliser Society Proceedings No. 340*. International Conference in Cambridge, 8–9 December 1993, Peterborough, 1993, s. 11–18.
- SMITH, F. Biological diversity, ecosystem stability and economic development. *Ecol. Econ.* 1996, č. 19, s. 191–203.
- SMITH, G. R. Are we leaving the community out of rural community sustainability? *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 1998, roč. 5, s. 82–98.
- SMITH, H. G.; DÄNHARDT, J.; LINDSTRÖM, Å.; RUNDLÖF, M. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia*. 2010, roč. 162, č. 4, s. 1070–1079.
- SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agr. Ecosyst. Environ.* 2009, č. 133, s. 247–266.
- SPIESS, M.; MARFURT, C.; BIRRER, S. Ecological compensation – change for farmland birds? In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 441, ISBN 3-7281-2754-X.
- STEELE, J. *Local Food Links*. 1995, ISBN 0-905200-60-8.
- STEINER, R. *Antroposofie*. 1999, ISBN 80-86340-02-3.
- STEJSKAL, A. „Zeman bez sedláků stojí za sto jebáků.“ Obilní dluhy jako typ nedoplatku a forma selské rezistence na panství Český Krumlov v letech 1566–1602. In: KÁRNÍK, Z., ŠTAIF, J. (eds.). *K novověkým sociálním dějinám českých zemí I. Čechy mezi tradicí a modernizací*. 1999, s. 21–70, ISBN 80-7184-930-8.
- STEJSKAL, A. Nedoplatek a zpětná dotace – sociálněekonomické kategorie rožmberských velkostatků 1550–1611. *Časopis Národního muzea – řada historická*. 1995, č. 164, s. 6–39.
- STEVENSON, M.; LEE, H. Indicators of sustainability as a tool in agricultural development: partitioning scientific and participatory processes. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 2001, roč. 8, s. 57–65.
- STOLTON, S.; GEIER, B.; MCNEELY, J. A. (eds.). *The Relationship between Nature, Conservation, Biodiversity and Organic Agriculture*. 2000, 224 s., ISBN 3-934055-05-2.
- STONER, K. A. Plant resistance to insects: A resource available for sustainable agriculture. *Biological Agriculture and Horticulture*. 1996, roč. 13, s. 7–38.

- TAMM, L. The future challenges and prospects in organic crop protection. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 106, ISBN 3-7281-2754-X.
- TANSLEY, G.; WORSLEY, T. *The Food System. A Guide*. 1995, ISBN 1-85383-277-4.
- TELLARINI, V.; CAPORALI, F. An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: An application of indicators to farms in central Italy. *Agric. Ecosystem. Environ.* 2000, č. 77, s. 111–123.
- THIRSK, J. *Alternative Agriculture. A History*. 1997, ISBN 0-19-820662-3.
- TISDELL, C. Economic indicators to assess the sustainability of conservation farming project: An evaluation. *Agric. Ecosystem. Environm.* 1996, č. 57, s. 117–131.
- TOVEY, H. „We can all use calculators now“: productionism, sustainability, and the professional formation of farming in Co. Meath, Ireland. In: DE HAAN, H.; KASIMIS, B.; REDCLIFT, M. (eds.). *Sustainable Rural Development*. 1997a, s. 129–158, ISBN 1-85972-595-3.
- TOVEY, H. Food, environmentalism and rural sociology: On the organic farming movement in Ireland. *Sociologia Ruralis*. 1997b, roč. 37, č. 1, s. 21–37.
- TSCHIRLEY, J. B. The use of indicators in sustainable agriculture and rural development: Considerations for developing countries. In: MOLDAN, B.; BILLHARZ, S. (eds.). *SCOPE 58. Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*. 1997, s. 221–229, ISBN 0-471-97352-1.
- TURINEK, M.; GROBELNIK-MLAKAR, S.; BAVEC, M.; BAVEC, F. Biodynamic agriculture research progress and priorities. *Renewable Agriculture and Food Systems*. 2009, roč. 24, č. 2, s. 146–154.
- ULČÁK, Z. Partnerské vztahy mezi zemědělci a spotřebiteli. *Sborník prací Filozofické fakulty brněnské univerzity G-39 – Sociální studia 2*, 1997, s. 263–268.
- ULČÁK, Z.; PALL, J. Indicators of agricultural sustainability – the moral of a story. In: HELMING, K.; WIGGERING, H. (eds.). *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. 2003, s. 67–78, ISBN 3-540-00008-9.
- ÚLEHLA, V. *Napojme prameny: O utrpení našich lesů*. Praha: Život a práce, 1947, 125 s.
- UNEP: *Childhood Pesticide Poisoning*. 2004, <http://www.who.int/ceh/publications/pestpoisoning.pdf> [navštíveno 15. 10. 2014].
- USDA-ERS. *Beginning Farmers and Age Distribution of Farmers*. 2014a, <http://www.ers.usda.gov/topics/farm-economy/beginning-disadvantaged-farmers/beginning-farmers-and-age-distribution-of-farmers.aspx> [navštíveno 12. 11. 2014].
- USDA-ERS. *Organic Market Overview*. 2014b, <http://www.ers.usda.gov/topics/natural-resources-environment/organic-agriculture/organic-market-overview.aspx#UowvgvlkTTQ> [navštíveno 18. 11. 2014].
- VAGSTAD, N.; ØYGARDEN, L. Landscape functions in relation to agricultural management in Norway. In: HELMING, K.; WIGGERING, H. (eds.). *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. 2003, s. 191–200, ISBN 3-540-00008-9.
- VESELÝ, D. Polyversum as an effective seeddresser in wheat. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 120, ISBN 3-7281-2754-X.
- VIGLIZZO, E. F.; ROBERTO, Z. E. On trade – offs in low-input agroecosystems. *Agric. Systems*. 1998, roč. 56, č. 2, s. 253–264.
- VOLKER, K. Local commitment for sustainable rural landscape development. *Agric. Ecosystem. Environ.* 1997, č. 63, s. 107–120.

- VON UEXKÜLL, H. R.; MUTERT, E. W. Fertiliser use and sustainable agriculture in Asia. In: *The Fertiliser Society Proceedings No. 340*. International Conference in Cambridge, 8–9 December 1993, Peterborough, s. 121–136.
- VON WIRÉN-LEHR, S. Sustainability in agriculture – an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agric. Ecosystem. Environ.* 2001, č. 84, s. 115–129.
- WARBURTON, D. (ed.). *Community and Sustainable Development. Participation in the Future*. 1998, ISBN 1-85383-531-5.
- WEAVER, P. M.; ROTMANS, J. Integrated sustainability assessment: What is it, why do it and how? *International Journal of Innovation and Sustainable Development*. 2006, roč. 1, č. 4, s. 284–303.
- WEISS, F. Agriculture, trade and the environment. In: WOHLMEYER, H.; QUENDLER, T. *The WTO, Agriculture and Sustainable Development*. 2002, ISBN 1-874719-45-4.
- WEISSKOPF, P.; ZIHLMANN, U.; WALTHER, U. Dynamics of mineral N-content in soil under different tillage and fertilization regimes in organic and integrated farming systems. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 88, ISBN 3-7281-2754-X.
- WOHLMEYER, H. Osobní sdělení, 2002.
- WOOD, J.; WILLIAMS, A.; HUGHES, J. K.; BLACK, M.; MURPHY, R. Energy and the food system. *Phil. Trans. R. Soc. B*. 2010, roč. 365, č. 1554, s. 2991–3006.
- WOODHILL, G.; RÖLING, N. G. The second wing of the eagle: the human dimension in learning our way to more sustainable futures. In: RÖLING, N. G.; WAGEMAKERS, M. A. E. (eds.). *Facilitating Sustainable Agriculture: Participatory, Learning and Adaptive Management in Times of Environmental Uncertainty*. 1998, s. 46–72, ISBN 0521581745.
- WORSTER, D. Watershed democracy. Recovering the lost vision of John Wesley Powell. *The Land Report*. 2002, č. 73, s. 8–13.
- YOUNG, T.; BURTON, M. P. *Agricultural Sustainability: Definition and Implications for Agricultural and Trade Policy*. Development Paper 110. Řím: FAO, 1992, 108 s.
- YUNLONG, C.; SMIT, B. Sustainability in agriculture: a general review. *Agric. Ecosystem. Environ.* 1994, č. 49, s. 299–307.
- YUSSEFI, M.; WILLER, H. (eds.). *The World of Organic Agriculture 2003 – Statistics and Future Prospects*. 2003, 128 s., ISBN 3-934055-22-2.
- ZAREA, A.; KOOCHEKI, A.; NASSIRI, M. Energy efficiency of conventional and ecological cropping systems in different rotations with wheat. In: *IFOAM 2000 – The World Grows Organic*. 13th International IFOAM Scientific Conference. 2000, s. 382–385, ISBN 3-7281-2754-X.
- ZÍDEK, T. Postavení ekologického zemědělství v České republice a jeho vývoj od roku 1990. In: *10 let ekologického zemědělství v České republice*. Sborník konference ČZU v Praze. 1999, s. 1–4, ISBN 80-213-0537-1.
- ZILBERMAN, D.; KHANNA, M.; LIPPER, L. Economics of new technology for sustainable agriculture. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*. 1997, roč. 41, č. 1, s. 63–80.

Zbyněk Ulčák
Hospodaření v krajině: vybrané kapitoly

Redakční práce Petra Orsáková

Jazyková korektura Lenka Váchová

V roce 2014 vydala Masarykova univerzita,

Žerotínovo nám. 617/9, 601 77 Brno, www.muni.cz

1. elektronické vydání

Náklad 100 výtisků

Neprodejné

<http://humenv.fss.muni.cz/>

www.muni.cz/fss/research/projects/17423

ISBN 978-80-210-7650-1

Hospodaření v krajině: vybrané kapitoly

Zbyněk Ulčák

Text pojednává o zemědělských aktivitách člověka v krajině, které posuzuje z hlediska konceptu udržitelného rozvoje. Publikace představuje historické kořeny modernizace zemědělství a převažující neudržitelné trendy současného zemědělství a využívání krajiny, které vyústily v degradaci environmentálního kapitálu. Pozornost je věnována analýze energetické náročnosti zemědělských systémů a problematice jejich závislosti na vytěžitelných zásobách fosforu. Jsou identifikovány hnací síly industrializace a chemizace: marginalizace zemědělství, intenzifikace chovů zvířat a specializace rostlinné produkce, dotační podpora, globalizovaný obchod, koncentrace prodeje a sociální tlak okolí. Text rovněž analyzuje možné dimenze pojmu „udržitelné zemědělství“: udržitelnost jako nutnost produkce potravin, které uspokojí poptávku obyvatel Země, udržitelnost jako uchování kvality ekosystémů a šetrnost při jejich využívání a udržitelnost jako prostředek zachování tradiční kultury a vztahů. Specifická pozornost je věnována indikátorům udržitelnosti hospodaření v krajině. Ekologické zemědělství je představeno jako environmentálně, sociálně i ekonomicky udržitelnější alternativa současného industriálního zemědělství. Jsou uvedeny příklady postupů zachovávajících environmentální kapitál a rozvíjejících kapitál sociální. Za nejvýznamnější příklad budování sociálního kapitálu je považován systém komunity podporovaného zemědělství. Publikace dokládá, že pojem „udržitelné hospodaření“ může být chápán jako označení pro exaktně hodnotitelný proces environmentálních změn, nebo jako dynamicky se proměňující stav prostředí i společnosti. V prvním případě se úsilí o jeho popis zaměřuje na stanovení měřitelných limitů a hnacích sil. Ve druhém případě zohledňuje zkoumání pojmu také role sociálních skupin a jejich představy o obsahu udržitelnosti.



evropský
sociální
fond v ČR



EVROPSKÁ UNIE



MINISTERSTVO ŠKOLSTVÍ,
MLÁDEŽE A TĚLOVÝCHOVY



INVESTICE DO ROZVOJE VZDĚLÁVÁNÍ

Tato publikace vznikla v rámci projektu OP VK s názvem
„Inovaci bakalářských studijních programů k lepší zaměstnatelnosti“
s registračním číslem CZ.1.07/2.2.00/28.0238.

muni
PRESS