

Pracovní verze textu učební pomůcky projektu "Implementace systémového hlediska do vzdělávání při přechodu k udržitelnému rozvoji"

1. Trvale udržitelný rozvoj – stručná historie a povaha pojmu

1.1 Historie

Pojem „trvale udržitelný rozvoj“ se stal od konce 80. let 20. století nejprve častým heslem textů spíše politického charakteru, ale brzy se stal i klíčovým slovem vědeckých prací z oblasti přírodních věd, ekonomie i sociologie, a je někdy označován za nové paradigma počátku 21. století (Reid 1995, Spangenberg 2002). Bývá mu přisuzována přímo dějinná důležitost. Odložme úvahy nad oprávněností takových tvrzení a věnujme se stručně historii a obsahu pojmu udržitelný rozvoj. Prvním dokumentem, ve kterém se hovoří o udržitelném rozvoji, je Světová strategie ochrany přírody (World Conservation Strategy) vypracovaná Světovou unií ochrany přírody (IUCN, UNEP, WWF, FAO, UNESCO 1980). V textu Strategie je diskutována nutnost ochrany přírody jak z ryze utilitárních důvodů, tak i na základě etických principů. Přístup autorů Strategie, odrážející názory environmentálního hnutí 60. a 70. let měl podle Adamse (2001) své praktické opodstatnění. Utilitarismus byl přesvědčivý pro zastánce materialistického pojetí rozvoje, kdežto etické principy oslovily zejména environmentalisty v rozvinutých zemích. Další významný dokument IUCN *Pečujeme o Zemi* (Caring for the Earth, IUCN/UNEP/WWF 1991) navazuje na předchozí materiál a razí pojem „trvale udržitelný život“, který reflektuje kvalitu života neredukovanou na jeho materiální blahobyt, ale zahrnující i zdraví, vzdělání, politickou svobodu a lidská práva. V českém prostředí rozvinul osobitým způsobem ideu udržitelného života Josef Vavroušek (1993).

Mnohem větší pozornosti ve srovnání s dokumenty IUCN se však dočkala o několik let dříve přijatá Zpráva Světové komise pro životní prostředí a rozvoj (World Commission on Environment and Development – WCED, Zpráva Brundtlandové), kde se objevuje nejčastěji používaná charakteristika trvale udržitelného rozvoje. Zpráva hovoří o: „rozvoji, který uspokojuje potřeby současnosti bez omezení možnosti budoucích generací uspokojovat své vlastní potřeby“ (WCED 1987, s. 8) a vzhledem k autoritě WCED lze tuto definici považovat za oficiální formulaci podstaty udržitelnosti. Všeobecně však zastánci i kritici zmiňují vágnost a nejednoznačnost definice. Zastáncům tato skutečnost slouží jako motiv snah o její zpřesnění. Pearce et al. uvádí již v roce 1989 „galerii definic udržitelnosti“ o více než šedesáti položkách a i Holmberg a Sandbrook odhadují v roce 1992 počet definic na 70. Je to však asi právě stručnost a míra zjednodušení, která je současně základem popularity definice WCED v textech politických prohlášení. Specialistům z různých disciplin přitom poskytuje dostatek prostoru pro snahy o vlastní příspěvek k jejímu rozšíření - i když často říkají mnohem větším počtem slov totéž co definice původní.

Kritici na vágnosti a obtížnosti operacionalizace definice často zakládají svůj odmítavý postoj k udržitelnosti jako takové a často i k požadavkům ochrany prostředí. Beckerman (1995) označuje udržitelnost za „lívivou frázi papouškovanou environmentálními politiky“ a za cíl společnosti považuje ekonomický růst. Ke stejnému závěru dochází i Maillat (1995), který nadřazuje ekonomický rozvoj rozvoji udržitelnému. Tyto příklady dokládají, že na přelomu osmdesátých a devadesátých let byl charakter pojmů „udržitelný růst“ a „udržitelný rozvoj“ častým tématem sporů. Byli to však minimálně významní environmentální ekonomové Herman Daly a Kenneth Townsend (1993), kteří přesvědčivě zdůvodnili ekonomické rozdíly mezi oběma termíny (podrobněji se na některé sporné

aspekty udržitelnosti zaměříme v kapitole 3.) V našem textu souhlasíme s Camagnim (1998), který soudí, že je zbytečné opětovně polemizovat se zcela odmítavými kritikami a považuje za důležitější sledovat pokusy o konkretizaci a využívání celé koncepce. Holmberg a Sandrook (1992) upozorňují rovněž na zdánlivě překvapivou skutečnost, že představa udržitelného rozvoje bývá odmítána rovněž částí environmentálního hnutí, která v něm vidí ospravedlnění růstu. Tento postoj lze najít například v přístupu britského radikálně-environmentálního časopisu *The Ecologist*. Zajímavý názor zastávají Bell a Morse (1999), kteří vidí v mnohosti představ o podstatě udržitelnosti potvrzení diverzity současného světa. V situaci, kdy lidé žijí v tak rozdílných environmentálních, sociálních a ekonomických podmínkách by jednotné vyjádření udržitelnosti mohlo být nepraktické a dokonce nebezpečné.

Diskusi o podstatě udržitelnosti nezastavilo ani zveřejnění „Akčního plánu pro příští století“, zprávy Konference Spojených národů o životním prostředí a rozvoji v Riu de Janeiro v červnu 1992 (Agenda 1993). Tento text, známější pod názvem Agenda 21, vyzývá signatáře k vypracování národních strategií udržitelného rozvoje integrující dosavadní neprovázané koncepce rozvoje jednotlivých sektorů hospodářství a života společnosti. Myšlenka zachování kvalitního životního prostředí má být sjednocujícím prvkem strategií jednotlivých zemí. Tento požadavek není v textech politických prohlášení nový, Agenda 21 však přináší podstatnou změnu. Dosud vlády vycházely z přístupu, kdy formulovaly své požadavky a prosazovaly je direktivně „shora“ (což je ostatně postup, který povětšinou dosud nebyl opuštěn). V případě rozvojových zemí a jejich životního prostředí navíc hrála roli častá závislost na drahých rozvojových projektech bohatých dárců či velkých institucí, pro které byl tento systém snáze proveditelný a navíc pomáhal vytvářet pozitivní obraz o jejich činnosti. Agenda 21 zdůrazňuje rozhodující roli příslušníků lokálních komunit a jejich organizací, kteří mají možnost dosáhnout trvale udržitelného rozvoje postupem „zdola“ („bottom-up“). Zejména v případě rozvojových zemí totiž pouze tato cesta může uspokojit nejzákladnější potřeby – vedle dostatku potravin, zdravotní péče a přiměřeného ubytování také vzdělání a participaci na rozhodovacích procesech ve společnosti. Rozpracování tohoto přístupu vedlo v polovině 90. let k formulaci řady národních a lokálních Agend 21, okolnosti jejich vzniku však připomínají popření „bottom-up“ principu a nutnosti otevřené komunikace mezi všemi účastníky – tak může alespoň soudit pozorovatel situace v naší zemi. V polovině 90. let se formulace lokálních Agend 21 stala oblíbenou a granty podporovanou náplní činnosti environmentálně zaměřených nevládních organizací, s odstupem několika let však již nenacházíme významnější stopy těchto aktivit. Měly totiž charakter shora řízené kampaně (byť po nevládní linii) a v podmínkách ČR nese možná vinu i cize znějící název. Řadě nevládních organizací však tato kampaň umožnila překonat problémy související se vznikem, stabilizovat se a kvalitně pracovat již bez „berliček“ Agendy 21.

Spory o charakter a obsah pojmu „trvalá udržitelnost“ však mohou být pouze zástupné. Jak podotýká Spangenberg (2002) nejednoznačnost pojmu „udržitelný rozvoj“ je zdánlivá a není pravou příčinou rozdílných postojů – tím je konflikt zájmů různých skupin společnosti, které rády deklarují svůj zájem na dosažení udržitelnosti. Podle tohoto autora udržitelný rozvoj není pozitivistický koncept, ale má normativní charakter, je to princip etický a ne analytický. Důležitá součást konceptu, svoboda volby budoucích generací bez ohledu na jejich možné postoje a preference, je vyústěním principu mezigenerační spravedlnosti. Jakkoli neexistuje všeobecně uznávaná definice tohoto principu, lze vyzorovat k němu se vztahující zásady, uznávané různými názorovými skupinami. Jde o uznání spolupodílnictví všech generací na užívání zdrojů určité země, přičemž, díky propojenosti světové ekonomiky a uznání existence globálního ekosystému, se toto pojetí tohoto podílnictví rozšiřuje na globální úroveň. Druhou zásadou je uznání toho, že každá generace získává od předchozí sumu zdrojů a je povinována předat ji budoucí generaci v takovém stavu, jaký umožňoval život jakékoli předchozí generace a poskytuje podmínky pro společenský a ekonomický rozvoj. Konečně třetí zásada zavazuje každou generaci ke snaze o zlepšení kulturních a přírodních podmínek, ve kterých jsou zdroje využívány. Tyto zásady se tak stávají prvky sdíleného konsensu („overlapping consensus“), jak nazývá J. Rawls souhlas dosažený skupinami zastávajícími rozdílná teoretická, náboženská, filosofická a morální východiska (Young 1995).

Současně požaduje koncepce udržitelného rozvoje uspokojení potřeb současnosti, které ovšem neredukuje na základní hmotné požadavky či jen ekonomické aspekty. Tím se Zpráva WCED stává

zastáncem možnosti důstojného života jednotlivce, kterému se dostává přiměřené materiální úrovně v kvalitním životním prostředí ve společnosti respektující základní svobody.

1.2 Ekologická a ekonomická východiska udržitelnosti

Soustředíme se však podrobněji na vývoj pokusů o exaktnější definování některých principů udržitelnosti v oblasti využívání přírodních zdrojů. Young (1992) považuje za inspirativní pro dnešní formulování podstaty udržitelnosti již teorii Thomase Malthuse z počátku 19. století o nerovnováze geometrického růstu lidské populace a aritmetického růstu produktivity přírodních zdrojů. Ke stejnému poznání dochází i Köhn (1996), který dále zmiňuje práci Faustmanna z roku 1849 o kalkulaci optimální periody rotace pěstování lesa pro dosažení maximálního zisku. Autoři 19. století tak předznamovali snahy o identifikaci základních ekologických principů udržitelnosti a jejich ekonomické aplikace.

Jedním z těchto principů je teorie maximální udržitelné sklizně, ve které je možnost dlouhodobého využívání či sklizně obnovitelného zdroje ze systému podmíněna zachováním schopnosti zachovat přírůstky zdroje (Pearce, Turner 1990). Objem sklizně je výsledkem vztahu mezi velikostí populací zdrojů biomasy, tempem sklizně a kompeticí o živiny a pokud jsou známy zákonitosti dynamiky ekosystému a populací, může být sklizeň využita k získání ekonomického přínosu. Současně platí, že znečištění z nadměrně rostoucích externích vstupů (v případě agroekosystému např. hnojiv či pesticidů) do systému může být redukováno při současném zachování úrovně sklizně, což je způsobeno zákonem klesajících výnosů. Teorie maximální udržitelné sklizně však byla podrobena kritice již v polovině 70. let 20. století, kdy na předpokladu, že každý obhospodařovaný zdroj je ve skutečnosti součástí obsáhlejšího a komplexnějšího systému, byla formulována teorie optimální udržitelné sklizně živých zdrojů (Lovejoy 1996). Na tuto teorii navazuje Young (1992), který zkoumá ekonomické aspekty fungování ekologických principů udržitelné sklizně. Optimální ekonomický výnos je obvykle nižší než maximální dlouhodobě udržitelná sklizeň a jestliže se podmínky ekosystému sezónně mění, pak sklizeň zohledňující toto kolísání může být dlouhodobě ekonomicky výnosnější než pravidelná sklizeň ve fixní výši. To je v souladu s poznatky ekologických pozorování, která potvrzují, že vlivem měnících se podmínek prostředí nelze založit koncepci udržitelné sklizně na jediné křivce přírůstků bez bezpečnostního koeficientu, který vyjádří vliv neúrodných let. Koncepce maximální udržitelné sklizně má i další nedostatky, které ekonomicky orientované myšlení opomíjí. Vedle zmíněného předpokladu neměnnosti prostředí (nelze nezpomenout základní předpoklad ekonomických teorií „*Ceteris paribus*“!) chápe populaci zdroje spíše jako skupinu podobných jedinců nebo přímo jako uniformní biomasu a nebere ohled na jejich věkovou strukturu a odlišnou rychlost růstu a rozmnožování. Dalším nedostatkem je způsob určení výše maximální udržitelné sklizně, který vyžaduje spolehlivé odhady velikosti populace a rychlosti přírůstků. Získávání těchto údajů však bývá v praxi obtížné a velice nákladné, a proto se tvar růstové křivky zdroje pouze předpokládá. Samo tempo sklizně je rovněž ovlivněno faktory, které obvykle nelze přesně regulovat. Jako příklad poslouží vliv počasí na průběh rybolovu. Tyto nedostatky a jejich důsledky charakterizuje Begon et al. (1997) na příkladech využívání zdrojů v rybářství (zhroucení peruánského lovu sardelí, pokles populace sledě v Severním moři a pacifického lososa) a v myslivosti (povolení k lovu losa a jelence).

Mezi další ekologické principy podmiňující udržitelnost využívání obnovitelných zdrojů řadí Young (1992) rovněž vztah predátora a kořisti, koncepci klíčových druhů či mutualistů (Primack et al. 2001, Begon et al. 1997) a vztahy podmiňující stabilitu ekosystému. Sklizeň biomasy je vlastně specifickou formou vztahu predátora a kořisti. Z analýzy tohoto vztahu rovněž plyne, že v zemědělství lze úroveň cílové populace dosáhnout více metodami. Populaci škůdce lze redukovat buď nákladným a environmentálně zpravidla nešetrným chemickým zásahem nebo podporou přirozených predátorů příslušného škůdce. Druhá varianta bývá přitom levnější i šetrnější, je však obtížněji ocenitelná bez analýzy nákladů a výnosů za použití metod environmentální ekonomie. Koncepce klíčových druhů předpokládá, že pouze způsob využívání ekosystému, umožňující existenci těchto druhů, lze považovat za udržitelný. Z ekonomického hlediska uznání jejich důležitosti znamená, že jejich hodnota by měla být odvozována minimálně z nákladů vynaložených na zachování funkcí ekosystému bez existence těchto druhů v něm, a ne z nákladů příležitosti, tedy prostředků získaných jinými aktivitami spojenými se zničením klíčových druhů. Stabilita ekosystému je vyjádřením jeho schopnosti udržovat se v normálním stavu. Systémy s nízkými výnosy jsou vysoce rezistentní vůči

změnám, diverzifikované systémy mají značnou schopnost resilience, tedy schopnost návratu do původního stavu, zatímco specializované systémy jsou charakteristické svou nízkou resiliencí.

Praktickou ilustraci těchto ekologických teorií podává Atkins et al. (1998) v případových studiích analyzujících udržitelnost hospodaření šlechtického panství ve středověké Anglii, současných maloroľnických praktik v rozvojových zemích a zejména obhospodařování lesních zdrojů v současné Anglii. Dochází k závěru, že pro dosažení dlouhodobé udržitelnosti je vedle respektování ekologických limitů využívání zdrojů nutná i jistá regulace a plánování ať už z pozice státu či širší místní komunity. Jako jeden z mála rovněž Atkins uvádí, že udržitelnost znamená vždy časově omezený stav, čehož je si jako historický geograf dobře vědom - dodejme, že na rozdíl od řady jiných autorů prosazujících udržitelnost zejména do textů politického charakteru. Rovněž Köhn (1996) upozorňuje, že i když teorie maximálního udržitelného výnosu bere v úvahu poznatky ekologie, přesto její využití zůstává pevně zakotveno v oblasti ekonomie. Svědčí o tom její snaha redukovat variabilitu, která je vlastní přírodě, na přístup k přírodnímu zdroji jako jedné exaktně kvantifikovatelné a ekonomicky uchopitelné komoditě. Tím respektuje pouze jednu součást udržitelnosti – nepřekračování únosné kapacity prostředí, kterou se v tomto kontextu zabývá řada autorů. Jde o práce, týkající se limitující kapacity jednotlivých systémů (Cairns 1995; deGraff et al. 1996; Schanze 2002) nebo únosné kapacity Země pro lidskou populaci jako celek a využívání čisté primární produkce (Ehrlich, 1968; Hardin 1974, 1986; Lappé, Shurman 1989; Mitchel 1995; Templet 1995; Haberl 1997). Není to však pouze dodržování této kapacity samo o sobě, co podmiňuje udržitelnost systému (Goodland 1995). Navíc se ukazuje, že hodnoty únosné kapacity systému pro člověka a jeho aktivity jsou ovlivněny nejen vlastnostmi ekosystému, ale také lidskými hodnotami a cíli, politickou a ekonomickou situací a z nich vyplývajícími způsoby obhospodařování ekosystému. Společenská či kulturní únosná kapacita je tak podmíněna strukturou společnosti a je vzdálená jakékoli univerzální konstantě. Tyto závěry vycházejí z exaktního rozboru biologicko-ekologického pojetí únosné kapacity a jeho aplikaci na lidské aktivity, který provedli Seidl a Tisdell (1999). Konkrétní ilustraci této situace přináší příspěvek Ericksona a Gowdyho (2000) zkoumajících z pozic kulturní antropologie historický vývoj vztahů mezi přírodními zdroji a tempem jejich přeměny na člověkem vytvořený kapitál, populačním růstem a vývojem společenských institucí na dvou tichomořských ostrovech – ostrově Tikopia a na Velikonočním ostrově. Zatímco vývoj lidské kultury na Velikonočním ostrově je typickým příkladem „přestřelení“ únosné kapacity a následného kolapsu společnosti, na ostrově Tikopia vyústila obdobná výchozí situace ve vznik kulturních praktik, které vedly k nulovému populačnímu růstu a dlouhodobě šetrnému využívání zdrojů.

Z hlediska přístupu přírodních věd jsou tak formulována tři základní pravidla udržitelného hospodaření:

- využívání obnovitelných zdrojů nesmí překročit rychlost jejich regenerace
- využívání neobnovitelných zdrojů nesmí být rychlejší než míra jejich nahrazování jinými druhy zdrojů
- produkce veškerých škodlivých látek nesmí překročit absorpční kapacitu přírodních systémů

Zaznamenali jsme, že ke konkrétním poznatkům ekologie jsou v kontextu udržitelnosti přiřazovány součásti ekonomické teorie. Richard Norgaard (1994), americký ekonom a sociolog, se domnívá, že to je právě neoklasické ekonomické myšlení, které vede dosavadní hospodářský rozvoj neudržitelným směrem či alespoň nutnost takového směřování zdůvodňuje. Ekonomický postoj považuje vztah lidí ke kvalitě prostředí a budoucnosti za daný a neměnný. Jenže co když dosavadní vývoj nesměřoval k udržitelnému stavu právě proto, že hodnotový systém společnosti historicky kladl velmi malý důraz na hodnotu prostředí a budoucnosti? V tom případě by mohla odezva, se kterou se volání po udržitelném rozvoji setkalo, indikovat posun směrem k uznání hodnoty přírody a prostředí; posun, který není v souladu s představou klasické ekonomie.

Za inspirativní pro další úvahy o udržitelnosti aktivit člověka v krajině budeme považovat ekonomickou kategorii kapitálu a jeho forem v pojetí prací z oblasti environmentální ekonomie, zejména Davida Pearceho, který se zaměřuje na identifikaci typů kapitálu a koncepci slabé a silné udržitelnosti, a Roberta Goodlanda, zabývajícího se analýzami ekonomické, environmentální a sociální udržitelnosti (Pearce 1993, 1995, 2000; Pearce et al. 1994, 1996; Goodland 1995, 2000).

Environmentální a zejména ekologická ekonomie se snaží opustit meze tradiční disciplíny a reflektovat změny naznačené Norgaardem.

Pearce vychází z předpokladu, že má-li být dosaženo stavu, který se alespoň přiblíží ideálu globálního udržitelného rozvoje, pak není nutné plýtvat silami na formulaci co nejpreciznější definice a úplného výčtu „udržitelných“ praktik, protože podmínky pro rozvoj budou vždy lokálně velmi rozdílné. Je tedy vhodné použít tuto myšlenku jako hybnou sílu změn spíše než přesný recept. Cílem všech aktivit však bude kvalita života (ponechme prozatím stranou úvahy o specifikaci tohoto pojmu), k jejímuž dosažení musí být k dispozici zdroje kapitálu. Klasická ekonomie považovala za rozhodující člověkem vytvořený kapitál (budovy, stavby, zboží, ad.) zahrnující i finanční kapitál (včetně úvěrů, investic, daní a daňových úlev, finančních derivátů, dotací a grantů). Dlouhodobé udržování či zvyšování hodnoty těchto dvou typů kapitálu je základem ekonomické udržitelnosti systému.

Již od 70. let 20. století ekonomie věnuje pozornost i jiným formám kapitálu. Pro určení jejich alespoň přibližné finanční hodnoty vyvíjí environmentální i ekologická ekonomie tři hlavní metody – kontingentní oceňovací metodu, využívající srovnání ochoty platit za zachování statku s ochotou přijímat kompenzaci za jeho zničení, metodu cestovních nákladů a hédonické oceňování. Jejich výsledky nelze označit za přesné, přesto mohou poskytovat orientaci při oceňování statků, pro které je uplatnění na trhu velmi obtížné či nemožné. Sama ekonomie, či alespoň malá část jejich představitelů si přitom je vědoma, na jak nejistou půdu se pouští. K těmto snahám lze zaujmout postoj kriticky odmítavý (Keller 1996) ale ekonomická věda se snaží s tímto problémem vyrovnat. Svědčí o tom přinejmenším esej „Co stojí ptačí zpěv: ekologická ekonomie jako postnormální věda“ Silvia O. Funtowicze a Jerome R. Ravetze (1994).

Nejčastěji zohledňuje ekonomie kapitál přírodní (někdy označovaný rovněž jako environmentální), i když jej zprvu chápala převážně ve formě hodnoty obnovitelných i neobnovitelných surovin (a tedy vlastně zdroje člověkem vytvořeného kapitálu), rostlin a živočichů, v lepším případě oceňovala možnost ukládat do prostředí odpady vzniklé činností člověka, tedy funkci výpustí. Počet jeho součástí však může zahrnovat mnoho dalších složek: využívání sluneční energie autotrofními organismy pro tvorbu biomasy, ovlivňování kvality ovzduší, získávání živin z půdy a ze vzduchu a jejich včleňování do koloběhu v biosféře; regulování hydrologického cyklu; tvorba půd a udržování jejich úrodnosti; omezování výskytu škůdců; existence genetických zdrojů biosféry; regulace mikro- a makroklimatu; opylování; uspokojení požadavků na rekreaci, zdroj informací ad. (Cairns 1995, 1998; Whitby, Adger 1996, Gliessman 2000; Butler-Flora 2000, Scheffer et al. 2000). Costanza et al. (1997) vyčíslil celkovou hodnotu globálního přírodního kapitálu na 33 trilionů USD, což představuje hodnotu dvojnásobku světového hrubého domácího produktu. Udržování zásoby přírodního (environmentálního) kapitálu je základem environmentální udržitelnosti, kterou Goodland spatřuje zejména v ochraně zdrojů surovin a udržování kapacity výpustí.

Vedle přírodního kapitálu bývá hodnocen rovněž lidský kapitál, vyjadřující individuální vlastnosti – dovednosti, znalosti, vzdělání, zdraví, uznávané hodnoty. Podle Moldana et al. (1997) je lidský kapitál rozhodující složkou celkového bohatství národů - v rozvinutých státech tvoří 50 - 60% celkového bohatství, v rozvojových zemích je jeho podíl nižší, ovšem přesto tvoří v průměru okolo 50%.

Současná ekonomická teorie začíná pracovat také s dalším typem kapitálu – kapitálem sociálním. Jeho vyčíslení je obtížné – je totiž tvořen zejména horizontálně utvářenou sítí vazeb mezi příslušníky komunity. Na jeho výši má vliv důvěra, kterou má jedinec k známým i neznámým osobám, dodržování pravidel a existence sankcí za jejich porušení, reciprocita zvyšující důvěru, vzájemná provázanost – ta je dána existencí profesních a zájmových sdružení, dobrovolnických organizací ad. V některých souvislostech bývá tato forma kapitálu považována za negativní, protože může nabývat formy korupce či neoprávněného protežování, ale ve většině případů je tvořen prvky vzájemné důvěry, reciprocit, vědomí společné budoucnosti a společného konání. Sociální i přírodní kapitál mají společně některé důležité vlastnosti (Pretty 1998). Oba jsou základem ekonomického rozvoje, avšak na rozdíl od finančního kapitálu mají charakter veřejných statků, a proto bývá často podceňována jejich důležitost. Mohou nabývat exkluzivního charakteru, nezúčastnění bývají z jejich prospěchu vyloučeni. Jejich hodnota je snižována aktivitami jedinců či institucí, přičemž tyto negativní externí náklady nenesou jejich původci, ale celá komunita či ekosystémy. Hodnota přírodního i sociálního kapitálu se však může při pečlivém zacházení i zvyšovat – lze dokonce říci, že za určitých podmínek je jejich hodnota tím vyšší, čím více jsou využívány. V době, kdy společenská i ekonomická situace

preferuje zachování a vzrůst hodnoty finančního kapitálu může však dojít k rychlému poklesu jejich hodnoty. Tak například míra obnovy hospodářských i mimoprodukčních funkcí lesa je tak pomalá, že z ekonomického hlediska je nejméně výhodnější les vykácet a zisk investovat v odvětví jiném – přírodní kapitál je zničen, finanční vzrostl. Stejně tak moderní zemědělství může v krátké době degradovat kvalitu půdy a hodnotu krajiny, ale ekonomicky být ziskové. Preference individuálních práv bez ohledu na ostatní redukuje sociální kapitál komunity. Důležitost jeho využívání dokládají situace, kdy společnosti srovnatelně bohaté jinými složkami kapitálu dosahují rozdílných výsledků v ekonomickém a společenském rozvoji. To je vysvětlováno menším výskytem konfliktů mezi sociálními skupinami, větší důvěrou v poctivost ekonomických partnerů a vyšší participací na rozhodování. Výzkum Putnama (1993, cit. Pearce 2000) zdůrazňuje dlouhodobý charakter budování sociálního kapitálu a dokládá jeho význam srovnáním ekonomické situace severní Itálie s jižními regiony tohoto státu. Dochází k závěru, že hospodářská převaha severu je také výsledkem existence velkého množství dobrovolných vztahů mezi občany. Také Goodland (2000) klade velký důraz na „morální kapitál“ jak označuje sociální kohezi, kulturní identitu a diverzitu, solidaritu, toleranci, partnerství, pluralismus, společně sdílené standardy poctivosti, práva a disciplíny. Hodnota sociálního kapitálu je sice velmi obtížně vyčíslitelná, ale je základem sociální udržitelnosti.

Vzhledem k tomu, že na kapitál ve všech jeho formách je nahlíženo jako na zdroj kvality života (Pearce et al. 1989, 1990), spočívá ekonomické vyjádření principu mezigenerační spravedlnosti v názoru, že spotřeba zdrojů současnou generací může být budoucím generacím kompenzována předáním minimálně stejné sumy kapitálu, jakou současná generace užívá sama. Toto pravidlo konstantního kapitálu formulované Hartwickem (1978) a Solowem (1986) (cit. Pearce 1993) přináší otázku vzájemného poměru jednotlivých forem kapitálu. Základem teorie „slabé udržitelnosti“ je názor, že jednotlivé formy kapitálu jsou vzájemně zastupitelné. Proto je možno budoucím generacím předat menší množství přírodních zdrojů za předpokladu, že tato ztráta bude kompenzována nárůstem sumy člověkem vytvořeného kapitálu (například silnic či budov). Analogicky omezení výstavby dálnic lze nahradit nárůstem ploch mokřadů či vyšším vzděláním obyvatel. Životní prostředí je v tomto případě pouze jednou z forem kapitálu. Tato teorie ovšem netvrdí, že jednotlivé formy kapitálu jsou zastupitelné snadno a v empirické studii Atkinsona et al. (1999) nedosahovala řada států ani této formy udržitelnosti. I v případě slabé udržitelnosti totiž existuje jeden požadavek pro její dosažení. Tempo vyčerpávání neobnovitelných zdrojů musí být doprovázeno investicemi do tvorby náhrady za vyčerpávané zdroje (podrobnou analýzu udržitelnosti zdrojů podávají Jowsey a Kellett 1995). Z hlediska zdrojů energie to znamená investice do jejich obnovitelných zdrojů. Analogicky principy užívání zemědělské půdy, která je v podstatě obnovitelným zdrojem, ale délka doby obnovy z ní činí pro generaci člověka zdroj neobnovitelný, by měly zabezpečit její zachování nebo zajistit tvorbu její náhrady. Z obou příkladů můžeme soudit, že současnou situaci nelze globálně označit ani za „slabě“ udržitelnou, vzhledem k zvyšující se závislosti moderního zemědělství na fosilní energii je činí neudržitelným (Mannion 1995) a vodní a větrná eroze způsobila globální ztrátu asi 30 procent zemědělské půdy (Pimentel 2000). Naproti této úvaze stojí práce Proopse et al. (1999), kdy autoři při tvorbě žebříčku „udržitelných“ regionů tvořených více státy a při zohlednění mezinárodního obchodu došli k závěru, že z globálního hlediska nabývá kritérium slabé udržitelnosti kladné hodnoty a stále roste, přičemž je to západní Evropa a ekonomicky rozvinuté asijské země, které nejvíce přispívají světové udržitelnosti. Příspěvek USA k „růstu světové udržitelnosti“ je v této studii hodnocen jako velmi malý. Tato práce navazuje na obdobně vyznívající výzkum Pearce a Atkinsona (1993), se kterým ostře polemizuje Martínez-Alier (1995), který obdobné výsledky označuje za ideologii, jež potřebuje potvrdit, že světová ekonomika se svým energetickým systémem, založeným na fosilních palivech a nukleární energii, je udržitelná. Podle jím kritizované metodiky výpočtu je to totiž množství člověkem vytvořeného kapitálu, pocházejícího ze silných ekonomik pouhých tří států - Německa, Japonska a USA, které samo o sobě stačí převážit znehodnocení přírodního kapitálu ve zbytku světa.

Z předpokladu, že alespoň některé formy kapitálu nejsou vzájemně zastupitelné vychází idea „silné“ udržitelnosti. Na příkladu fungování globálních biogeochemických cyklů, existence ozónové vrstvy či zachování biodiverzity lze ilustrovat postavení „kritického množství přírodního kapitálu“, které musí být zachováno, aby byly funkční život podporující mechanismy ekosystému. Takto fungující ekosystém pak umožňuje existenci všech dalších forem kapitálu. Proto je z hlediska silné udržitelnosti prvořadý nezmenšující se objem přírodního kapitálu nebo alespoň jeho kritického množství. Tato

teorie však neznamená zavržení slabé udržitelnosti, požadující zachování či růst celkové sumy všech forem kapitálu, ale spíše její doplnění, protože klade důraz na zachování množství přírodního kapitálu. Je tomu tak proto, že ani situaci, kdy by se přírodní kapitál nezmenšoval, ale ubývalo by ostatních forem kapitálu, nelze označit za udržitelnou. Pearce (1993) dodává, že přírodní kapitál má v koncepci udržitelnosti klíčovou úlohu ještě ze dvou důvodů. Prvním je nedostatečná znalost fungování ekosystémů a tím i nejistota pokud jde o určení toho, jaká složka systému představuje vlastně kritický kapitál a jaké je jeho množství. V tom případě je nutné uplatnit princip předběžné opatrnosti a ve sporných případech postupovat tak, aby byl přírodní kapitál spíše zachován, než dočasně umožnit činnost snižující jeho množství a čekat na detailní prozkoumání situace a závěry expertů. Dalším důvodem je nevratnost většiny změn, které vedou k redukci přírodního kapitálu. Ten bývá například v případě vyhynutí biologického druhu ztracen navždy. Naproti tomu množství člověkem vytvořeného, lidského i sociálního kapitálu může být redukováno, ale existují způsoby jak dosáhnout jejich opětovného zvýšení. Nutno ovšem dodat, že i v této sféře existují výjimky představované ztrátou místních tradic, řemeslných dovedností či tradičních znalostí.

2.0. Možnosti hodnocení udržitelnosti

2.1 Základní otázky

Velmi obecně formulovaný princip „udržitelnosti“ se má podle svých zastánců stát postupně měřítkem přijatelnosti lidského jednání. Projevy lidských aktivit v konkrétních podmínkách proto vyžadují formulování prostředků, které dostatečně informují o důsledcích tohoto konání pro prostředí a společnost, mají přiměřenou vypovídací schopnost pro jednotlivé skupiny uživatelů a mohou je tak motivovat k změnám chování. Pro praktické hodnocení udržitelnosti doporučují Bell a Morse (1999) dodržování následujících principů:

1. Je zapotřebí jasně určit, co je míněno udržitelným rozvojem v konkrétních podmínkách.
2. Udržitelnost má být chápána holisticky, má zahrnovat environmentální, sociální i ekonomickou součást.
3. Na každé úrovni je nutné zahrnout princip rovnosti – ten zahrnuje přístup ke zdrojům stejně jako lidská práva a další aspekty, přispívající ke kvalitě života
4. Časový horizont má zohlednit jak čas lidského života, tak čas ekosystémů; prostorové měřítko má brát v úvahu lokální dopady i globální vlivy na člověka a ekosystémy
5. Směřování k udržitelnosti má být založeno na měření omezeného počtu indikátorů vycházejících ze standardizovaných měření
6. Použité metody a údaje mají být přístupné všem zájemcům
7. Výsledky měření mají být široce publikovány
8. Podmínkou úspěchu je otevřená participace
9. K dispozici mají být dostatečné zdroje, které umožní opakovaná měření k určení dlouhodobých trendů
10. Pro zajištění soustavného monitoringu je nutné zajistit dlouhodobou perspektivu institucí

Pro naše další uvažování jsou důležité dvě otázky:

- **v jakém prostoru či organizační struktuře má být dosaženo udržitelného stavu?**
- **a pro jaké časové období?**

Snadno nabízející se odpověď na první otázku říká, že odpovídajícím prostorem může být vesnice, město, farma, region, stát či snad celá planeta. Problém ovšem nastává v okamžiku, kdy zjistíme, že jednotlivé úrovně jsou propojeny a čím níže v hierarchii stojí objekt našeho zájmu, tím obtížnější je určit meze systému.

Tvrzení o obtížnosti vymezení hranic na nižších úrovních doložme rovněž velkým počtem návrhů globálních, kontinentálních a národních ukazatelů, indexů, žebříčků či rejstříků udržitelnosti (Desai

1995, Hartig et al. 1996, Istrate, Hens 1996, Moldan, Billharz 1997, Votočková 1999, Glenn, Gordon, 2002, Wang et al. 2001, Shields, Bartlett 2002) a podstatně menším množstvím navrhovaných postupů pro nižší úroveň. To se týká i administrativně a prostorově vymezených jednotek jako jsou vesnice či města. Tyto oblasti nejsou totiž uzavřené, jsou propojeny navzájem, ale zejména existují v přímé závislosti na mnohem větší oblasti, než jaká je bezprostředně obklopuje.

Za rozhodující ovšem považujeme vzájemnou propojenost a podmíněnost environmentální, sociální a ekonomické stránky udržitelnosti, která vyžaduje, aby jednotlivé aktivity a jejich vlivy nebyly posuzovány jednotlivě a izolovaně. Přes svou nedokonalost se tento požadavek snaží respektovat právě uvedené velkoplošné přístupy. Je ovšem velmi překvapivé, jak často badatelské a formulační úsilí zaměřující se na nižší úroveň, redukuje hodnocení udržitelnosti na zkoumání specifické činnosti. Odpověď na otázku po časovém horizontu udržitelnosti je snad ještě obtížnější. Ohled na budoucí generace, obsažený v charakteristikách udržitelného rozvoje, si pro konkrétní sledování udržitelnosti trendů vynucuje upřesnění. Mají být trendy „udržitelné“ 10, 100 nebo snad 1000 let? Je možné, že různé prostorové úrovně vyžadují rozdílné časové škály. Je rovněž pravděpodobné, že i jednotlivé ukazatele v rámci téže úrovně či činnosti je vhodné hodnotit na základě jejich individuálního vývoje. V oblasti zemědělství může být úroveň výskytu plevelů či škůdců hodnotitelná v horizontu několika sezón, zatímco trendy výskytu stabilizujících prvků v krajině lze lépe sledovat v období desítek let. Devadesátá léta 20. století se stala obdobím intenzivního hledání konkrétních ukazatelů udržitelnosti. Jednotliví badatelé i velké týmy formulovaly mnoho systémů hodnocení, indexů či indikátorů udržitelnosti. Tato kapitola uvádí některé z nich.

2.2. Metody environmentálního účetnictví

Tyto metody se zaměřují na operacionalizaci udržitelnosti na mikroekonomické i makroekonomické úrovni. Základním předpokladem jejich uplatnění v oblasti mikroekonomie je skutečnost, že uživatelé, kterými jsou hospodářské jednotky a společnosti, uznávají existenci globálních environmentálních problémů jakými jsou například poškozování ozónové vrstvy, úbytek biodiverzity, desertifikace, deforestace, acidifikace prostředí, míra spotřeby neobnovitelných zdrojů, eroze půdy ad. Výstupy „zeleného“ účetnictví pak mají uživatele informovat o velikosti podílu podniku na příčinách těchto problémů a tím i na ovlivnění situace budoucích generací. Gray et al. (1993) podává přehled perspektivně použitelných přístupů. Ze zjednodušeného rozdělení forem kapitálu na kapitál přírodní kritický a obnovitelný a na kapitál umělý vychází metoda inventarizace a metoda udržitelných nákladů. Metody environmentálního účetnictví nelze v jejich současné podobě označit za účinné. Jednak se při svém hodnocení soustředí na některé složky životního prostředí, přičemž v podstatě pomíjejí krajinu (snad s výjimkou zohlednění role kritického přírodního kapitálu). V podstatě tedy redukuje obsah udržitelnosti na zjišťování toho, jak činnost firmy znečišťuje či jinak ovlivňuje kvalitu prostředí, případně jak ovlivňuje množství dostupných zdrojů a kapacitu výpustí. Tím zanedbávají další charakteristiky udržitelného rozvoje, vztahující se zejména k ekonomickým, sociálním a kulturním potřebám současné i budoucích generací. Další slabina spočívá v tom, že firmy mohou odmítat jejich zveřejnění s odvoláním na interní charakter údajů. Kriticky důležitá je ovšem skutečnost, že aby se poskytované informace staly pro podnik významné, musí jejich uživatelé – vedení podniku, majitelé, akcionáři, zaměstnanci – uznávat důležitost problému. Pokud totiž zmíněné skupiny problém neuznávají, dá se jen těžko předpokládat, že výstupy metod zeleného účetnictví povedou ke změně jejich jednání. Současně se tato situace ovšem může stát i podnětem k radikální demokratizaci vztahu mezi firmami, korporacemi, institucemi a veřejností v nejširším slova smyslu. Dosud většinou stojí nejpočetnější skupina těch, jejichž potřeby jsou činností firem ovlivněny nejvíce, tedy veřejnost, mimo sféru rozhodování. Alespoň v průmyslově rozvinutých zemích však postupně sílí tlaky vedoucí k zavedení mechanismů (principy environmentální politiky, environmentální normy a systémy managementu), které veřejnosti zpřístupňují informace a tím nutí firmy brát ohled na mínění veřejnosti. Ideální je ovšem stav, kdy se pro podniky stává otevřenost dobrovolně akceptovanou podmínkou jejich úspěchu u veřejnosti. Tak tomu je u zveřejňování environmentálních a sociálních auditů, zvýšeném podílu používání surovin a energie z obnovitelných zdrojů či principech etického investování v případě finančních institucí.

2.3. Složené a jednoduché indikátory udržitelnosti

Výhodou některých metod uvedených v předchozí kapitole je snaha využít peníze jako společného jmenovatele pro různé stránky udržitelnosti systémů. Přiřazení finanční hodnoty umožňuje rychlé a jednoduché srovnávání výsledků, nicméně metody ohodnocování jsou zdlouhavé a často pouze přibližné. Navíc peněžní vyjádření může být zavádějící, je-li účelově použito pro oblasti, které jinak nikdy nejsou součástí trhu. Smyslem tvorby ukazatelů udržitelnosti je navrhnout jiné prostředky, které by měly pohotově a srozumitelně informovat uživatele o výsledku hodnocení udržitelnosti a umožnit srovnávání variant. V současné době neexistuje všeobecně akceptovaná metodika tvorby indikátorů, o to intenzivnější je ovšem aktivita jednotlivců i badatelských týmů, kteří se snaží o formulování nejpřijatelnějších postupů. Značný ohlas vyvolaly koncepce „ekologické stopy“ a „environmentálního prostoru“, které představují specifickou formu agregace informací, nejčastěji jsou však pro navrhovány soubory indikátorů udržitelnosti.

2.3.1. Ekologická stopa

Myšlenka ekologické stopy podle svých tvůrců představuje způsob jak formulovat jeden z nejobjektivnějších agregovaných jednorozměrných ukazatelů udržitelnosti:

„Stručně řečeno, vyložíme-li udržitelnost jednoduchými, ale konkrétními termíny, koncept ekologické stopy poskytuje intuitivní rámec k porozumění ekologické základny udržitelnosti. Tím je možno vyvolat veřejnou debatu, dosáhnout společné shody názorů a navrhnout způsob řešení. Ekologická stopa činí udržitelnost transparentnější – rozhodovací sféře poskytne fyzikální kritérium pro hodnocení politických opatření, projektů nebo technologických postupů na základě jejich ekologických dopadů.“ (Wackernagel, Rees 1996, str. 57)

Autoři ekologické stopy vycházejí z předpokladu, že žití a činnost člověka jsou jednoznačně závislé na zdrojích poskytovaných ekosférou a nemohou existovat při trvalé změně jejího fyzického stavu (zvýšení koncentrace CO₂, chemikálií, kovů a jiných polutantů, snížení produktivních ploch půdy, zdrojů sladké vody ad.). Lidé poškozují funkce ekosféry:

- a) systematickým zvyšováním množství látek, které jsou do ekosféry vnášeny z vnějšího prostředí;
- b) systematickým zvyšováním množství látek, které jsou produkovány v rámci ekosféry;
- c) systematickým fyzickým zhoršováním (způsobeným sklizní a manipulací) schopnosti biosféry využívat odpady jako zdroje pro produkci a poskytovat další nenahraditelné služby.

Na základě těchto předpokladů jsou pak formulovány čtyři principy udržitelnosti (Holmberg, Karlsson 1992, Holmberg et al. 1999, Chambers et al. 2000): „Společnost je možno označit za udržitelnou, jestliže funkce přírody a diverzita nejsou systematicky:

- 1) vystavovány zvyšujícím se koncentracím látek extrahovaných z litosféry;
- 2) vystavovány zvyšujícím se koncentracím látek produkovaných společností;
- 3) zhoršovány nadměrnou sklizní či jinými formami manipulace s ekosystémem.“

Ekologická podstata udržitelnosti je podle autorů ekologické stopy podmíněna těmito třemi principy, z nichž vycházejí limity, ve kterých se musí pohybovat společnost při naplňování čtvrté podmínky udržitelnosti:

- 4) Zdroje jsou využívány spravedlivě a efektivně tak, aby byly celosvětově uspokojeny základní lidské potřeby.

Výpočet konkrétní ekologické stopy vychází z předpokladu, že a) lze s přijatelnou přesností identifikovat množství zdrojů, které jedinec spotřebuje, a množství odpadů, které vyprodukuje; b) tyto toky zdrojů a odpadů mohou být převedeny na biologicky aktivní plochy, potřebné k vyprodukování zdrojů či poutání odpadů. Výpočet pracuje se sedmi základními kategoriemi území. Orná půda je nejproduktivnější typ ploch, je využívána pro produkci základních potravin. Pastviny a travní porosty jsou určeny hlavně pro produkci krmiva pro dobytek a jsou

zpravidla méně produktivní než orná půda. K výpočtu člověkem využitelného množství energie je třeba brát v úvahu účinnost konverze krmiva zvířaty. Lesní plochy zahrnují přirozené i umělé lesy produkující dřevo, ale rovněž plní řadu dalších funkcí (protierozní, klimatotvornou, hydrologickou, ad.). V některých případech jsou kategorie orná půda, pastviny a lesy uváděny pod společným označením bioproduktivní plochy. Při určování další kategorie - produktivní plochy moří je zohledněna skutečnost, že většina komerčního rybolovu (asi 90 procent) je praktikována do vzdálenosti do 300 kilometrů od pobřeží, tj. na ploše asi osmi procent rozlohy moří (Chambers et al. 2000). Zastavěná plocha představuje plochy, jejichž produkční funkce byla minimalizována využitím pro budovy, silnice aj. Plochy využití k poutání CO₂, vyprodukovaného spalováním fosilních paliv, jsou další kategorií území. Jejich velikost ovlivňuje i schopnost světového oceánu poutat asi 35 procent takto vzniklých emisí CO₂ (Wackernagel et al. 2002). Při výpočtech je brána v úvahu rovněž plocha nezbytná pro zachování diverzity života na Zemi, tedy pro všechny zbývající druhy organismů kromě člověka. Za minimální je ve výpočtech považováno 12 procent biologicky produktivního prostoru. Tento požadavek vychází ze závěrů WCED (1987), nicméně jak podotýká Holmberg et al. (1999), zachování takovéto plochy bez zásahu člověka je sice politicky ambiciózní, ale ekologicky zcela nedostatečné. Jiní autoři (Noos, Cooperrider 1994) na základě sumarizace dalších studií, docházejí k závěru, že pro zachování biodiversity je zapotřebí podle typu regionu 25 až 75 plochy. Dodejme, že současná celosvětově plně či alespoň částečně chráněná území kryjí pouze přibližně 6,4 procenta plochy souše (Primack et al. 2001).

Na základě těchto předpokladů autoři konceptu ekologické stopy určili dostupný ekologický prostor, tedy plochu, která je k dispozici pro krytí potřeb průměrného obyvatele Země. Při počtu obyvatel dosahujícím 6 miliard je to 1,8 ha (za současného zachování pouhých 12 procent nedotčeného biologicky produktivního prostoru), při odhadovaném počtu obyvatel Země v roce 2050 (10 miliard) činí velikost této plochy jen 1,2 ha. S těmito údaji kontrastují výpočty velikosti ekologické stopy obyvatel různě ekonomicky rozvinutých států. Ekologická stopa obyvatel rozvinutých zemí se pohybuje v rozmezí 3-6 ha na osobu, stopa obyvatele rozvojových zemí je mnohem menší, např. v případě Indie činí 0,4 ha. Průměrná hodnota obyvatele Země pak činí 1,8 ha na osobu. Koncept ekologické stopy je dále rozpracováván a obsahuje i výpočty velikosti stopy jednotlivých lidských činností (např. produkce energie – ha.r⁻¹.GWh⁻¹; doprava – ha.r⁻¹.1000 osobokilometr⁻¹; produkce potravin - ha.r⁻¹.t⁻¹ ad.).

Srovnáním historického vývoje a aktuální velikosti ekologické stopy s dostupným ekologickým prostorem pro jednotlivé státy světa docházejí autoři tohoto ukazatele k závěru, že v globálním měřítku lidská ekonomika „přestřelila“ meze prostoru, který má k dispozici, již na konci 70. let 20. století. Překvapivý je přitom velmi rychlý růst globální ekologické stopy. V roce 1960 lidstvo čerpalo okolo 70 procent kapacity biosféry a již do roku 1999 tento podíl stoupl na 120 procent (Wackernagel et al. 2002). Znamená to, že tempo spotřeby zdrojů je vyšší než regenerativní schopnost biosféry a dochází ke snižování zásoby přírodního kapitálu, představovaného nejen množstvím obnovitelných a neobnovitelných zdrojů, ale i snižováním schopnosti ekosystémů absorbovat odpady.

Myšlenka ekologické stopy jako způsobu kvantifikace lidského vlivu na globální ekosystém si získala značnou oblibu pro relativní jednoduchost výpočtu a srozumitelnost výsledku. Plošné jednotky jako výsledek vlivu člověka jsou totiž snadno pochopitelným prostředkem komunikace mezi skupinami s různým povědomím o ekologické podstatě závislosti člověka na biosféře i o environmentální problematice vůbec. Je ovšem důležité brát na vědomí, že výsledná stopa představuje pouze hypotetickou hodnotu a nelze ji ztotožňovat se skutečnou plochou. Tato metoda je rovněž podrobena kritice. Holandští autoři, ekonomové J. van den Bergh a H. Verbruggen (1999) se zaměřili na slabiny ekologické stopy zejména v oblasti mezinárodního směny zboží. Pomocí ekonomického aparátu dokládají, že ke stavu, kdy ekonomický růst překročí místní limity, dojde snáze v regionálním otevřeném systému než v systému globální (a tedy z definice uzavřené) ekonomiky. Proti mezinárodnímu obchodu lze z hlediska environmentální náročnosti vyslovit řadu námitek – typická je např. industrializace zemědělské produkce určené k exportu a s ní spojená degradace prostředí, narušení místních komunit, nárůst externalit nepromítnutých do ceny zboží nebo ztráta jakéhokoli povědomí konzumenta importovaného produktu o míře poškození prostředí v místě produkce (typickým příkladem může být import květin a exotického ovoce z tropických oblastí do zemí mírného pásma). U vědomí těchto a dalších námitek však oba autoři ekologické stopě vytýkají, že ze své podstaty není schopna zohlednit podle jejich názoru převažující negativní důsledky omezení globálního směny zboží – obchodní války, narušení politických vztahů mezi státy i mezi institucemi (např. v rámci Světové obchodní organizace WTO) či nárůst propasti mezi chudými a bohatými regiony světa.

Obecným nedostatkem agregovaných indikátorů je poměr významnosti různých faktorů či míry jejich substituce. V případě ekologické stopy to například znamená, že plocha, využitá pro výstavbu infrastruktury nebo pro zemědělské účely je z hlediska podpory biodiverzity hodnocena stejně. Přitom je zřejmé, že fakticky zemědělské využití znamená z environmentálního hlediska daleko menší degradaci ve srovnání se zastavěním území. Dodejme, že lze říci, že společným znakem agregovaných ukazatelů je přijetí myšlenky vysoké míry substituce mezi přírodním, lidským a člověkem vyrobeným kapitálem – tedy koncepce „slabé“ udržitelnosti. Další slabinou tvorby ekologické stopy je zohlednění míry intenzity land use, zejména v zemědělství. Intenzivní využívání zemědělských pozemků přinášející vysoký výnos produktů z jednotky plochy se promítne minimálním nárůstem ekologické stopy, je ovšem zpravidla spojeno s vyšší environmentální zátěží prostředí skrze množství používaných pesticidů, herbicidů, hnojiv a jejich vlivu na podzemní a povrchové vody, náročnost na mechanizaci, na využití závlah a pravděpodobně stále častěji i na využití sofistikovaných informačních technologií. Jak ovšem dodává Holmberg et al. (1999) tato materiálová a energetická náročnost může být zohledněna při stanovení velikosti ploch určených ke poutání produkovaného CO₂ a k získání surovin. Velmi zajímavý kritický postřeh se zabývá regionální konstrukcí ekologické stopy. Z environmentálního hlediska mají hranice států či regionů malý význam, jsou většinou produktem geopolitického a kulturního vývoje a často přímo procházejí jednotlivými přírodními oblastmi a rozdělují je. Z hlediska vskutku regionální ekologické stopy by mělo být vhodnější konstruovat region na environmentální bázi, tedy např. na základě hydrologických či ekosystémových hranic a vyčíslit stopu obyvatel kontinentů, klimatických pásem či říčních povodí.

2.3.2. Environmentální prostor

Zatímco v předchozí části charakterizovaná ekologická stopa redukuje převážnou většinu produkce a spotřeby na hypotetické plošné jednotky, koncepce environmentálního prostoru je výsledkem komplexnějšího přístupu. Environmentální prostor (někdy též označovaný jako „eko-prostor – eco-space“) je z přírodovědného hlediska podmíněn množstvím zdrojů energie, neobnovitelných surovinových zdrojů, půdy, dřeva (včetně mimoprodukčních funkcí lesa a poutání CO₂) a vody, které je možno využívat tak, aby nedošlo k narušení únosné kapacity Země pro člověka. Je zřejmé, že s rostoucí velikostí lidské populace klesá podíl těchto zdrojů připadající na jedince a ještě významněji je omezena možnost jejich budoucího využívání. Pokud jde o aplikaci tohoto přístupu na zemědělskou půdu, prvním předpokladem je maximální míra zachování její rozlohy i kvality. Degradace půdy znamená zmenšení environmentálního prostoru pro produkci potravin. Vzhledem k očekávanému nárůstu ekonomické úrovně rozvojových zemí je přitom nutno počítat se zvyšujícím se podílem konzumace živočišných produktů, a tedy s nižší účinností konverze sluneční energie. Druhou podmínkou má být zachování alespoň 10 procent ploch pro účely ochrany biodiverzity a minimálně stejné rozlohy pro existenci lesů.

Koncepce environmentálního prostoru má normativní povahu, obsahuje rozměr přírodovědný a socio-ekonomický a vědomě se odvolává na formulace principů udržitelného rozvoje. Kromě výše uvedené přírodovědné podstaty je totiž pro environmentální prostor charakteristické respektování principu globální rovnosti současné generace v přístupu ke zdrojům planety a výrazně akceptuje i požadavek tohoto práva pro generace budoucí. Tyto dvě úrovně rovného přístupu ke zdrojům představují horní a dolní hranice ekonomických aktivit. Z normativního charakteru tohoto ukazatele plyne, že může být použitelný pro tvorbu a uplatňování environmentální politiky pouze tehdy, jestliže tyto limity (a tedy i globální práva na zdroje) budou uznány jak rozhodovací sférou, tak většinovou populací (Spangenberg 1997, Keller 1997).

Ke složeným indikátorům udržitelnosti lze vedle ekologické stopy a environmentálního prostoru zařadit také například „Sustainable Process Index“, zaměřující se na vztah plochy nutné ke konverzi sluneční energie (Krotscheck, Narodslawsky 1996), „Index udržitelného rozvoje“ vyjadřující míru intenzity směřování jednotlivých zemí k udržitelnosti (Glenn, Gordon 2002), „Sustainable Development Indicator“, metodicky navazující na Index lidského rozvoje (Human Development Index) Programu Spojených národů pro rozvoj (UNDP) (Atkinson, Hamilton 1996; Wang et al. 2001) či „European Sustainability Index“, zahrnující dvanáct evropských měst (Deelstra 1995). Ve výčtu ilustrujícím šíři hledání nejvhodnějšího prostředku měření udržitelnosti jako celku by bylo možné pokračovat, nepatří to však k cílům této práce. Další příklady

navrhovaných ukazatelů, uplatnitelných globálně či alespoň na úrovni států přináší Mitchell (1995) a zejména obsáhle publikace projektu SCOPE 58 Sustainability Indicators (Moldan, Billharz 1997), která se rovněž zabývá problematikou agregace a určení hladiny významnosti jednotlivých prvků složených indikátorů.

2.3.3. Soubory indikátorů

2.3.3.1. Úloha indikátorů

Hlavním účelem souborů i jednotlivých indikátorů má být:

- umožnit hodnocení podmínek a trendů
- poskytnout srovnání mezi místy a situacemi
- umožnit odhad podmínek a trendů ve vztahu ke stanoveným cílům
- včas poskytovat varovné informace
- vytvořit podmínky pro předvídaní budoucích situací a trendů (Gallopín 1997).

Soubory jednotlivých indikátorů jsou rovněž přesněji definovatelné než agregované ukazatele zatížené velkými chybami. Mají schopnost kvantifikovat informace, jejichž význam je tak zřetelnější a současně i zjednodušovat charakteristiky komplexních jevů a tím usnadnit jejich chápání a zlepšit komunikaci. Mitchell et al. (1995) v často citované práci podává historický přehled pokusů o charakteristiku kvality života (ve smyslu výše uvedeného Lintottova „welfare“). Konstatuje velkou rozdílnost názorů na obsah tohoto pojmu a vymezuje šest složek kvality života (tabulka 1.) k nimž by se měly vztahovat jednotlivé soubory indikátorů.

Tabulka 1. Klasifikace složek kvality života

Kvalita života					
Zdraví	Prostředí	Přírodní zdroje a služby	Rozvoj společnosti	Rozvoj osobnosti	Bezpečí
Fyzické Psychické	Znečištění Estetická kvalita a její vizuální vnímání Dopad globálních problémů Kriminalita	Zdroje přírody Zboží Sociální infrastruktura a služby	Sociální infrastruktura a služby Struktura společnosti Politické uspořádání a možnost participace	Osobní svoboda Možnosti vzdělávání Možnost trávení volného času	Bydlení Životní úroveň a ekonomické bezpečí Důvěra v instituce
Fyzická pohoda < ----- > psychická pohoda					

(podle Mitchell et al. 1995, upraveno)

Tento výrazně antropocentrický přístup můžeme považovat za další rozměr otázky z úvodu této kapitoly po prostorové dimenzi udržitelnosti. Má-li být dosažena vysoká kvalita lidského života, pak je zřejmé, že se musí v ideálním případě dotýkat všech obyvatel příslušného území.

2.3.3.2. Vlastnosti indikátorů

Moldan (1996) předkládá obsáhlý výčet kritérií, které by měly indikátory udržitelnosti splňovat, aby byly skutečně použitelné. Zahrnuje mezi ně:

1. významnost - indikátory mají být použitelné v dané souvislosti
2. reprezentativnost - musí být zřejmé, jaký jev daný indikátor reprezentuje
3. jedinečnost - údaje nemají opakovat již existující informaci
4. měřitelnost, možnost získání dat - získání podkladových údajů musí být technicky možné
5. náklady a užitek - náklady na pořízení informace mají odpovídat jejímu užtku
6. minimalizace negativních účinků měření na prostředí
7. správnost - nezátíženy významnějšími chybami
8. spolehlivost - data mají být prověřována a potvrzována nezávislými měřeními
9. srovnatelnost v mezinárodním měřítku a dlouhém časovém období
10. průhlednost - transparentní postup získání dat
11. pochopitelnost - srozumitelnost pro uživatele
12. výpovědní schopnost - možnost interpretace v souvislostech
13. načasování - jen výjimečně je přijatelný nadčasový význam
14. využitelnost - rozhodující je využití, ne informace samy o sobě.

Spektrum a nároky těchto obecných kritérií je vhodné mít na mysli při hodnocení konkrétních navrhaných indikátorů udržitelného hospodaření v krajině, avšak domníváme se, že jsou pro praktické použití příliš obsáhlá. Při volbě podmínek na jejichž základě by měly být indikátory formulovány, je totiž nutné zohlednit nejen exaktnost, na kterou se vedle Moldana zaměřují i další autoři (Barnett 1995, Azar et al. 1996, Robèrt et al. 1997, Riley 2001a,b,c). Jak upozorňují van Pelt et al. (1995), Lélé, Norgaard (1996) a Gallopín (1997) důležitým faktorem je však i explicitní i implicitní hodnotový soud. Indikátory jsou voleny tak, aby v nich obsažené informace ovlivnily rozhodování a politiku, a jsou tedy samy normativní stejně jako celý koncept udržitelnosti. Explicitně se subjektivní hodnoty promítají do formulací indikátorů přímo při měření (např. estetická hodnota krajiny, preference ad.). Mohou být rovněž přiřazeny získaným údajům dodatečně (např. formulace akceptovatelných koncentrací polutantu, odvození žádoucího budoucího stavu ukazatele) nebo se vyskytují při formulaci složených indikátorů a indexů, kdy je významnost jejich složek posuzována na základě hodnotového soudu. Implicitní soudy jsou ovlivněny osobními a společenskými faktory jako jsou zkušenosti, vzdělání, kulturní souvislosti, prostředí ad. Jakýkoli soubor indikátorů lze proto vždy alespoň částečně zpochybnit. Těžiž autoři rovněž předkládají seznam všeobecných vlastností indikátorových souborů:

1. Hodnoty indikátorů musí být měřitelné nebo alespoň pozorovatelné.
2. Data mají být buď již k dispozici nebo je musí být možno získat.
3. Metodika sběru a zpracování dat a formulace indikátorů má být jasná a transparentní.
4. Musí být k dispozici prostředky (finanční, technické, lidské).
5. Musí být respektována rozumná výše nákladů.
6. Je nutné brát ohled na politickou akceptovatelnost indikátorů na lokální, regionální či mezinárodní úrovni; indikátor s nímž ti, kteří rozhodují, nesouhlasí, nezpůsobí změnu politiky.
7. Participace veřejnosti na formulování indikátorů a podpora jejich užívání je nanejvýš žádoucí a je jednou z podmínek udržitelného rozvoje vůbec.

2.2.3.3. Tvůrci, uživatelé a způsob stanovení indikátorů

Uživatelé indikátorů a cíle, kterých má být za jejich použití dosaženo, jsou často v debatách o udržitelnosti zanedbávaným jevem. Přitom indikátory samy o sobě jako forma informace neznamenají

nic, užitek přinášejí pouze tehdy, jsou-li skutečně využívány k ovlivnění lidských aktivit v lokalitě či regionu. Na to upozorňuje Gallopín (1997:15):

„Nejdůležitější vlastností indikátorů ve srovnání s jinými zdroji informací je vztah k politice a rozhodování. Aby byly v tomto smyslu relevantní, musí ti, kteří rozhodují, a veřejnost považovat vlastnosti reprezentované indikátory za důležité.“

Komunikace a participace je v procesu formulace indikátorů, který bývá obvykle chápán jako prostor, vymezený expertům (vzpomeňme na ekologickou a ekonomickou terminologii, se kterou jsme pracovali v kapitole 1.2) zdůrazňována spíše na teoretické úrovni, případně se stává jedním z cílů sama o sobě. Přitom v dosavadních debatách o významu, charakteru a uplatňování trvalé udržitelnosti zůstává otázka významu všeobecné vůle (včetně seriózně míněného odhodlání politického) k jejímu dosažení překvapivě často zanedbávána. Lidé přesvědčení o nutnosti udržitelnosti se zaměřují na to, jak jí dosáhnout, odpůrci proti ní nebojují, ale ignorují ji, a lze tvrdit, že většině zůstává tento problém lhostejný. Ať z neznalosti pojmu či proto, že přítomný aspekt dlouhodobosti v ní navozuje pocit, který by se dal vyjádřit slovy "ještě je čas, to vyřeší jiní, stejně je to nejisté". Lapidárně tento postoj formuloval mladý manažer citovaný Macnaghtenem a Jacobsem (1997): "*Nevím, co bude za další dva roky, natož za třicet.*". Je proto účelné se ptát, zda občané podporují myšlenku udržitelnosti a zda jsou tuto podporu ochotni vyjádřit ve volbách. Jak ovšem mohou tento princip přijmout či odmítnout, když jim není prezentován v konkrétní srozumitelné formě? Na tento problém upozorňuje také britský sociolog M. Redclift (1996, 1997), když ke dvěma, v textech o udržitelnosti stereotypně opakovaným otázkám (*jaký* stav chceme udržet a *za jakou* cenu) připojuje třetí – *jak* ovlivňuje společnost ekonomické a sociální chování svých příslušníků směrem k udržitelnosti? Zjišťuje, že naprostá většina formálních (úřady, právo, církve) i neformálních (rodina, práce, okolí) institucí nečiní v tomto ohledu nic, protože se s tou myšlenkou neztotožnily. Právě indikátory udržitelnosti (nejen zemědělské) by mohly být schopny přiblížit veřejnosti konkrétní projevy směřování k udržitelnosti, ovšem bez její ochoty tuto informaci přijmout jsou zbytečné. Macnaghten a Jacobs (1997:5) k tomu výstižně dodávají:

"Koncepce udržitelnosti se stává sterilní, jestliže jejím důsledkům pro svůj vlastní život neporozumí veřejnost. Stane se technickým operačním cílem bez vlivu na skutečný svět rozhodování. Naděje na její uplatnění je pak mizivá."

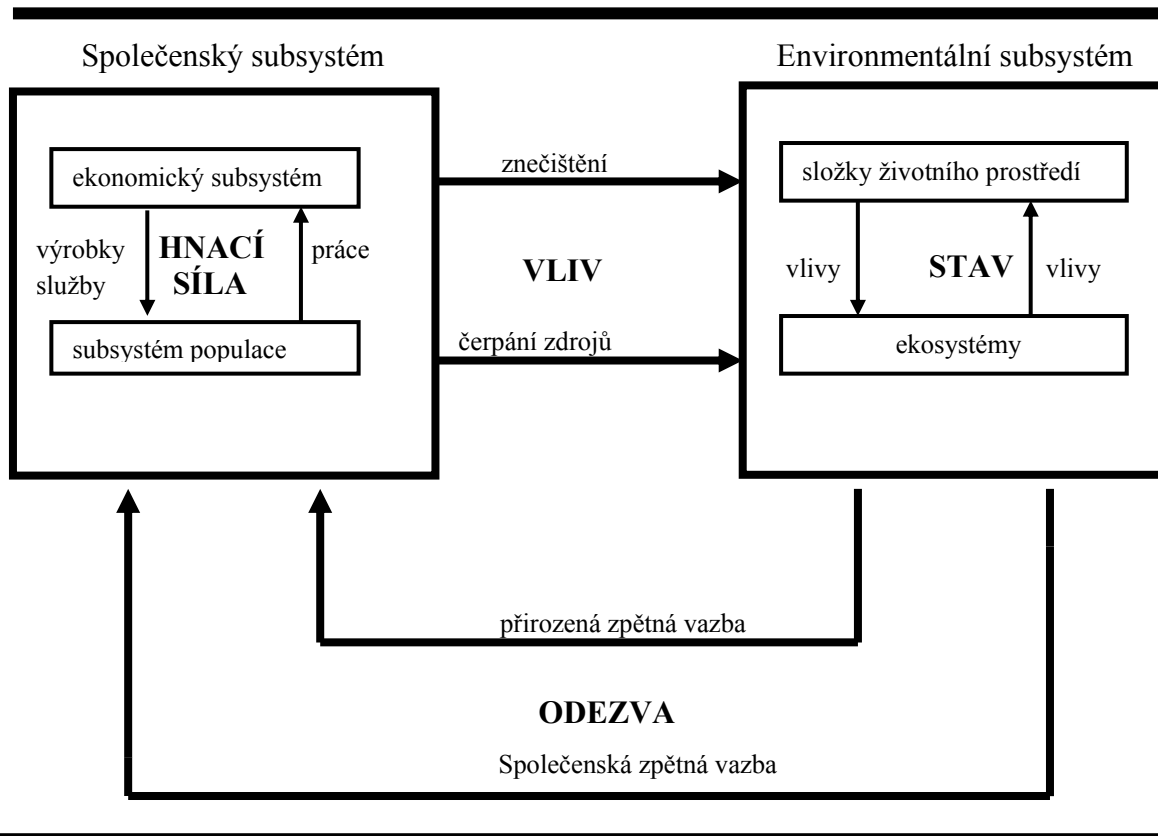
Na míru akceptování indikátoru udržitelnosti má velký vliv zvolený způsob jejich výběru. Tyto přístupy lze podle míry jejich "exaktnosti" rozdělit do tří kategorií.

Základním postupem **první skupiny je použití analytického přístupu** založeného na racionálním chápání vědy jako dárce jednoznačných informací a řešení. Tento postup je vzhledem k povětšinou akademickému charakteru diskusí o povaze a uplatnění možnosti měření udržitelnosti nejrozšířenější. Uplatnil se zejména při formulaci rámce environmentálních indikátorů „hnací síla/vliv-stav-odezva“ (driving force/pressure-state-response, obr. 1.) používaného OECD a přijatého Komisí UN pro udržitelný rozvoj v roce 1995 jako prostředek zpracování informací o udržitelném rozvoji a nástroj formulování a prezentace jeho indikátorů (Hammond et al. 1995).

Tento rámec se snaží poskytovat odpovědi na tři základní otázky - Jak se mění stav prostředí a přírodních zdrojů? Proč k tomu dochází? Jak na to společnost reaguje? Většinou již dlouhodobě sledované fyzikální, chemické a biologické ukazatele kvality a změn životního prostředí poskytují přinejmenším částečnou odpověď na první z otázek. Odpověď na druhou otázku poskytují indikátory hnací síly či vlivu, tedy příčin stavu, o kterém informuje předchozí skupina ukazatelů. Indikátory vlivu jsou obvykle dobře identifikovatelné na základě dostupných či nepříliš obtížně získatelných údajů; jedná se např. o určení emisí polutantů či změn land-use. Tyto indikátory však nejsou pouze popisné, ale vypovídají rovněž o tom, zda dříve přijatá opatření v oblasti „odezvy“ dosahují svého cíle případně mohou samy sloužit jako tyto cíle. Určení a zejména kvantifikace hnacích sil však bývá podstatně obtížnější, protože zahrnují i populační změny, ekonomický růst či měnící se vzorce chování a

spotřeby. Indikátory odezvy neinformují přímo o tom, co se děje se životním prostředím, jak se mění jeho kvalita, ale formulují odpověď na třetí otázku tím, že vypovídají o snahách institucí nebo společnosti reagovat na měnící se stav prostředí, zlepšit jeho stav či omezit degradaci.

Obr. 1. Hodnotící rámec „hnací síla/vliv-stav-odezva“



(Hammond at al. 1995)

Tyto snahy mohou mít podobu přistoupení k mezinárodním smlouvám, přijetí národní legislativy ochrany prostředí, vyhlášení chráněných území, ale i přijetí systému kvót nebo určení výše výdajů na odstranění existujících vlivů či prevenci možných tlaků. Z hlediska dostupnosti dat je získávání údajů pro indikátory odezvy nejobtížnější, protože není vždy snadné určit skutečný vztah mezi konkrétním opatřením politiky životního prostředí a jeho dopadem na prvek hnací síly či vlivu. Rovněž kvantifikace řady politických opatření je velmi náročná.

Použití rámce „hnací síla/vliv-stav-odezva“ posloužilo zejména k identifikaci indikátorů z oblasti životního prostředí a bylo rozšířeno i do oblasti ekonomické a sociální. V tabulce 4. uvádíme příklady globálních indikátorů vztahujících se k hospodaření v krajině, tak jak jsou navrhovány různými autory.

Rozhodujícími nevýhodami uvedených racionálních a redukcionistických přístupů je opomíjení skutečnosti, zda jsou uživatelé – občané, politici, exekutiva – ochotni získané informace promítnout do svého jednání. Překážkou bude pravděpodobně skutečnost, že tyto postupy už ze své podstaty neumožňují budoucím uživatelům podíl na tvorbě a formulování indikátorů – a to i přesto, že sama teoretická východiska upozorňují na nezbytnost participace, jak jsme viděli v předchozí kapitole. Také Smith (1998) a Harris (1996) ve svých podrobných analýzách nejznámějších navrhovaných metodických přístupů identifikují jejich základní principy a slabé a silné stránky. Konstatují, že metody sice často verbálně uznávají nutnost participace veřejnosti a ve své struktuře jí přisuzují odpovídající místo, avšak ani jedna neřeší otázku, jak žádoucího zapojení veřejnosti dosáhnout. Bell a Morse (1999) přesvědčivě dokládají, že tento problém je výrazem objektivně existujícího rozdílného

chápaní udržitelnosti. Snaha určit co nejpreciznější indikátory, indexy či ukazatele udržitelného rozvoje je svým zaměřením redukcionistická a vychází z někdy i neuvědomované či nepřiznané potřeby výzkumníka mít nad daným problémem co největší kontrolu. Tím se ovšem fakticky dostává do protikladu s deklarovaným pojetím udržitelnosti jako holistického vyjádření optimálního stavu (někdy ovšem také jen jako výrazu politické rétoriky). Příčiny nesouladu spočívají v tom, že i v případě, kdy si experti tento rozpor uvědomují, tak se většinou brání poskytnout prostor „laikům“ všech kategorií, navíc ani ti nebývají připraveni na aktivní roli. Je tomu tak proto, že:

„důvěryhodnost získávají jen názory formulované jazykem vědy, který nemusí být přiměřený popisu zkušeností jednotlivců a společnosti, a tím v nich vyvolal odpor. Není to obvykle vina vědců samých; je to výsledek podoby vědy, včetně vědy sociální, které byla dovolena převaha“ (Wynne, Mayer 1993 in Pretty a) 1995:198).

Protipólem racionálních analytických postupů je **subjektivní intuitivní přístup**, který je založen na často objektivně nezdůvodnitelném příklonu jednotlivců či veřejnosti k indikátoru, který se jim z nějakého důvodu zdá nejpersvědčivější (i když jeho skutečná vypovídací schopnost může být mizivá). MacGillivray a Zadek (1996) označují takto vzniklé ukazatele jako „horké“ jako opak „chladných“ technicky precizních, ale emotivně a komunikačně neúčinných indikátorů formulovaných výše naznačenou cestou. Příkladem může být „nanukový indikátor“ spočívající v procentu sedmiletých dětí v lokalitě, kterým rodiče dovolí jít si samostatně koupit nanuk do obchodu (Hart 1999). Tento údaj, zajisté exaktně zjiřitelný a statisticky vyhodnotitelný, byl zvolen v jednom případě jako ukazatel kvality života v lokalitě. Může však vypovídat i o faktorech jiných – minimálně např. o nezodpovědnosti rodičů.

Optimálním postupem může být formulace „přívětivých“ indikátorů výběrem z nabídky vytvořené na základě předchozích zkušeností odborníků i veřejnosti. Expertova znalost předchozích situací ho může opravňovat k vytvoření širšího seznamu indikátorů a poté k návrhu těch nejdůležitějších a nejsnáze měřitelných. Nedostatek spočívá v možném rozporu mezi komplexním charakterem zejména environmentálních problémů a dlouhodobou povahou fungování systému a z tohoto pohledu nutně krátkodobou zkušeností experta s indikátory. Klíčovým faktorem se však stává změna vztahu mezi odborníky a okolím. Britský specialista na rozvoj venkova a profesor University of Essex Jules Pretty (1995 b, 1997 a, b) právě v souvislosti s fungováním zemědělských poradenských a vzdělávacích institucí nazývá takovou změnu „novým profesionalismem“. Vývoj těchto přístupů je patrný nejdříve v metodách autorů s praktickou zkušeností s rozvojem venkova v rozvojových zemích (Conway Barbier, 1990, Thrupp 1996, Loader, Amartya 1999, Bühler et al. 2002), kde se takto vybudované projekty venkovského rozvoje osvědčily mnohem více než technokratické expertní přístupy (Kerr et al., 2000). V českém prostředí je o jeho potřebnosti dlouhodobě přesvědčen např. sociální ekolog a jeden z iniciátorů Školy obnovy venkova Bohuslav Blažek (1998). Rozhodující pro nový profesionalismus je důraz, kladený na to *jak a s kým* je pracováno, oproti stavu, kdy instituce a lidé v nich působící jednostranně vystupují v rolích nositelů znalostí a přístupů, které musí být akceptovány jako výsledky neomylného výzkumu. Výběr účinných ukazatelů formou expertního odhadu tedy nemůže být úspěšně prováděn bez ohledu na postoje uživatelů a bez spolupráce s nimi. Pro práci nového profesionála či ještě vhodněji multidisciplinárního týmu takovýchto odborníků je typická snaha vybudovat s lokální komunitou vztahy důvěry, ve kterých se ztrácí rozdíly mezi expertem a výzkumníkem či poradcem a „objektem sledování“. Tvoří se situace, kdy priority a cíle výzkumu či udržitelnosti nejsou stanovovány anonymními profesionály, ale jsou výsledkem společné práce s využitím představitosti, tvořivosti a třeba i estetických preferencí (Daniel 2001, Kimmins 2001) všech zúčastněných; neúspěch navržených postupů, opatření a technologií je důkazem jejich nepatřičnosti pro danou situaci, nikoli dokladem selhání a neschopnosti uživatelů či nevhodnosti místních podmínek. Nový profesionál se snaží překonat nedůvěru, pasivitu a rezignaci, pojmenovanou Tillichem (in Nováček, Mederly, 1996:104):

"Institucionalizace vědění a mytologizace vědy způsobila iluzi, která člověka velmi degraduje, neboť ho učinila závislým na tom, že jeho vědění je pro něj vytvářeno, což vede k útlumu morální představitosti a odpovědnosti. Jde vlastně o poruchu poznání, která je způsobena iluzí,

že poznání jedince je méně hodnotné než "poznání vědecké"; jde o poznání subjektivní a tedy méněcenné ve srovnání s tím co říká vědecký expert, a co je tedy "objektivní".

Příkladem takto vytvořeného přívětivého ukazatele je „lososový indikátor“, který vznikl jako součást často citovaného projektu Sustainable Seattle v roce 1992 v USA (Lawrence 1998, Laža 1997). Na čtyřech setkáních iniciovaných nevládními organizacemi Seattlu se sešlo více než 150 občanů, aktivně působících v různých oblastech života města, kteří postupně vybrali 99 ukazatelů seřazených do deseti tematických okruhů. Tento seznam byl poskytnut odbornému týmu, který z něj za účasti občanů vybral a vyvinul 40 ukazatelů udržitelného rozvoje města. Jako lososový indikátor označili množství divokých lososů vracejících se do svých domovských toků v regionu Seattlu naklást jikry. Odhady počtu ryb učiněné na základě sčítání vzorků v tříletých průměrech mají vypovídat nejen o čistotě vod, ale zejména o celkové kvalitě místního prostředí. Význam divokého lososa jako indikačního druhu udržitelnosti je totiž odvozen nejen z jeho biologické náročnosti na kvalitu a čistotu vody, rychlost proudění toku a specifické složení dna pro kladení jiker. Roli lososa jako součásti přírodní i kulturní historie podrobně popsala Elizabeth Grossman v knize zabývající se aktuálním environmentálním problémem USA – řízeným odstraňováním starých přehrad (Grossman 2002). Je to právě dlouhodobé postavení lososa jako zdroje potravy původních indiánských obyvatel regionu severozápadu USA, citlivě vnímané i současným obyvatelstvem, které spolu s pohledem na lososa jako na přirozenou součást přírody činí z úbytku jeho populací či jejich revitalizace událost, oslovující běžného občana. Množství ulovených lososů klesalo již od počátku známých sledování v polovině 19. století, kdy se počet ryb, vracejících se na místa tření v řece Columbia odhadoval na deset až šestnáct miliónů. Tento počet se do konce sedmdesátých let 20. století snížil na dva až tři milióny a na počátku 21. století činí pouze asi jeden milión, přičemž ovšem asi 80 procent tvoří uměle odchovaní lososi. Tak výrazný pokles není výsledkem jen zhoršení kvality vody způsobeného zemědělstvím, průmyslem a komunální sférou, ale vedle lovu ryb v moři zejména výstavbou přehrad, které nejen, že znamenají překážku tahu, ale výrazně mění i rychlost a teplotu vodního toku a charakter koryta. Významnou překážkou tahu mladých ryb do moře jsou opět přehrady, kde v turbínách hrází zahyne mnoho jedinců. Dalším důvodem nepřítelného stavu je rovněž výstavba lesních komunikací a intenzivní těžba dřeva, které způsobují erozi půdy, zanášení dna toků a tím i změnu podmínek pro kladení jiker. Zajímavým dokladem toho, jak vnímává je společnost k celé situaci je událost z roku 1999, kdy katolíci biskupové severozápadu USA vydali pastýřský list, ve kterém označili lososy za „posvátné“ a vyslovili se pro opatření, umožňující zachování a rozvoj populací lososa a pstruha amerického jako božích stvoření. Lososi, přehrady a jejich odstranění či zachování se stali i součástí prezidentské volební kampaně v roce 2000, kdy Al Gore oponoval všeobecně odmítavému postoji George W. Bushe k rušení přehrad a slíbil podporu revitalizačním plánům severozápadních oblastí.

Tyto příklady ukazují, na čem byla postavena volba divokého lososa jako indikačního druhu udržitelnosti – nejen na jeho biologických nárocích (pečlivý biolog by určitě dokázal najít druh vodního živočicha ještě citlivěji reagujícího na změny prostředí), ale také na jeho postavení v lokální kultuře. Z jeho pozice se dá usuzovat jakou odezvu a změnu v chování obyvatel by v ideálním případě mohlo vyvolat široké ztotožnění se populace s tímto ukazatelem. Tak by se naplnil předpoklad „udržitelného života“ v obou smyslech, formulovaných strategií IUCN (IUCN//UNEP/WWF 1991) – v individuálním hodnotově a sociálně podmíněném přijetí environmentálně šetrného způsobu života jednotlivcem (Georg 1999) a nepřímo v aktivní účasti v oblasti veřejného života a politiky. K nutnosti demokratického podmínění udržitelnosti doplňme, že už Immanuel Kant považoval za nejvyšší formu despotismu to, že politici zacházejí s občany jako dětmi, které nejsou schopny rozeznat, co je pro ně užitečné nebo co jim škodí (Proops et al. 1996).

Postupy tvořící přívětivé indikátory se od většiny postupů, jejichž výsledky jsou exaktní studené indikátory rovněž, liší v dalším podstatném bodě. Autoři chladných podrobných analýz se se zájmem noří do detailů materiálových toků či ekonomických žebříčků a indexů, aniž by přitom výrazněji počítali s proveditelností svých vlastních závěrů – tak to alespoň vypadá při četbě jejich dokumentů a akademických publikací. Veškerá užitná hodnota skutečně smysluplného ukazatele je však prostě v jeho použití – indikátor má smysl pouze v rámci určité přijaté strategie, je nutno nejprve formulovat cíl a pak hledat a formulovat prostředky, jimiž je přibližování (či vzdalování) hodnoceno. Na obranu výzkumnického izolacionismu ovšem dodejme, že jeho součástí může být i opatrnost a badatelská skepse. Rovněž schopnost otevřeného přístupu a komunikace je do značné míry individuální vlastností a darem, který není dán zdaleka všem příslušníkům akademické komunity. Stejně tak je ovšem možné, že odmítavé postoje k radikální změně paradigmatu, kterou znamená přijetí myšlenky udržitelnosti a s ní spojených metod, mají kořeny jinde:

„Protože mnoho vědců se po léta zabývalo výzkumem, který byl vzhledem k udržitelnosti přinejlepším irelevantní a přinejhorším zcela destruktivní, museli by odmítnout výsledky celé své profesionální kariéry; což je obzvláště obtížné neboť mnoho vědců, zejména ve svých mladších letech, zcela spojilo svou sebeúctu s výzkumnou prací... Přirozeně, taková se brání přístupům, jako je udržitelné zemědělství, nabourávajícím ortodoxii, která jim pomohla dosáhnout jejich současné pozice.“ (MacRae et al. in Pretty a) 1995:202).

3.0. Udržitelnost jako měřitelný proces?

Jak jsme již naznačili v první kapitole, koncepce udržitelného rozvoje se často setkala s odmítavými reakcemi, které ovšem nebyly vždy podloženy argumentací. Mnohem propracovanější připomínky k udržitelnému rozvoji jako „biologické filozofii zpomalení ekonomického a sociálního rozvoje“ formuluje Gerhard Heilig z rakouského International Institute for Applied Systems Analysis (1997). Upozorňuje mimo jiné na klíčovou roli, kterou ve vývoji přírody a lidské společnosti sehraává kompetice a konflikt. 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 nejrůznějších 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 toho 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 nezbyvá), 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. Rozpor mezi teoretickou výhodností kooperace a skutečným prospěchem dosaženým právě porušováním pravidel spolupráce a individualistickým jednáním je doložitelný také výzkumem strategie her. Ignorování úlohy konfliktu a konkurence jako jednoho ze základních mechanismů rozvoje a pádů lidských společností je jednou z podstatných slabín základny, na které staví koncepce udržitelného rozvoje a kterou tvoří kooperace, spravedlnost a rovnost. Heiligovy postoje mohou znít tvrdě a někdy snad i zjednodušeně. Lze namítnout, že prosazování udržitelnosti není odkázáno jen na očekávání vzniku altruistických postojů, ale postupně se stává prvkem environmentální politiky a konkrétních vynutitelných opatření ochrany prostředí a využívání zdrojů, jakými jsou např. respektování principu „znečišťovatel platí“ a principu předběžné opatrnosti (dalšími právně zakotvitelnými principy udržitelného rozvoje se zabývá Carew-Reid et al. (1994)), obecně však spíše platí, že skutečná právní a vymahatelná stabilizace zásad udržitelnosti je velmi problematická. Podstatou Heiligovy argumentace je však to, že právě porušování takovýchto omezujících principů a idealistických očekávání, stejně jako nezájem o okolí, přináší jedinci či skupině prospěch a nelze tedy doufat v jejich dodržování a respektování v podstatnějším měřítku. Heiligovy názory by podpořily i poznatky kulturních a sociálních antropologů, kteří na základě studia vývoje různých typů společností vyvozují, že:

„my, tak rozumné a plánující bytosti, nejsme schopni předpovědět plný dopad svých činů před tím, než je uskutečnime. Často vlastně nejsme schopni porozumět ani tomu, co se stalo *potom*, co jsme něco udělali.“ (Murphy 1999:128)

Tato zjištění lze použít i pro podporu principu předběžné opatrnosti, ovšem zejména ke zpochybnění koncepce udržitelnosti jako výsledku plánovité činnosti. Obdobný postoj zastává i Smith (2002), když v analýze neúčinnosti inženýrských přístupů k environmentálním problémům uvádí jako jednu ze zásad řídicích současného profesionála, inženýra, soutěživost, překonání bližního jako nejvyšší cíl života. Rovněž současní sociologové při analýze současné společnosti docházejí k závěru, že moderní technologie rodí anonymní vztahy, které jsou nutně potřebné pro fungování stále komplikovanějších vztahů. Život nutí člověka, aby se o ostatní příliš nezajímal (Bauman 1995, Riesman et al. 1968). Použití rétoriky udržitelnosti jako prostředku konkurenčního úsilí lze ostatně doložit i příklady, kdy se k udržitelnému rozvoji hlásí zjevně neudržitelné globální průmyslové a obchodní společnosti a toto téma se stává důležitou součástí image jejich reklamních a marketingových kampaní.

Další z velkých slabin udržitelného rozvoje, kterou se sociolog a demograf Heilig zabývá, je zkoumání složitých sociálních, ekonomických, kulturních a politických procesů na základě zjednodušujícího bio-fyzikálního modelu. Koncepce udržitelného rozvoje, formulované od prvního okamžiku jako politický ideál, se brzy chopili přírodovědci (zejména z oblasti biologie), domnívající se, že mohou porozumět a vyjádřit složitost společenských a ekonomických vztahů lépe než dosud učinili demografové, sociologové či ekonomové. Takovýto biologicky redukcionistický přístup, založený v podstatě na hledání analogií mezi přírodními a společenskými procesy, byl přitom už v průběhu dlouhých desetiletí analyzován a odmítnut velkým počtem autorů z oblasti sociologie, politologie i ekonomie (Etzioni 1968 in Heilig 1997). Dodejme, že pohled na v předchozí kapitole uvedené schematické vyjádření nejpoužívanějšího hodnotícího rámce vliv-stav-odezva, dává Heiligovu postoji do jisté míry zapravdu. Jsou to hlavně ukazatele vlivu a odezvy, jimiž musí experti, kteří relativně snadno kvantifikovali indikátory stavu prostředí, doplnit celý rámec a jejichž formulování nepřináší přesvědčivé výsledky. Velmi často totiž chybí upřesnění, jaký má být vztah měnící se hodnoty navrhovaného ukazatele k přibližování či vzdalování se udržitelnosti. Heilig (1997:11) k tomu dodává:

„iniciativa Spojených národů (*k formulaci indikátorů udržitelného rozvoje – Z.U.*) naprosto ignorovala vědeckou diskusi o podstatě udržitelnosti a soustředila se na kompilaci „nákupního seznamu“ sestaveného z existujících statistických ukazatelů (které se z ničeho nic staly indikátory udržitelného rozvoje).“

Toto příkré hodnocení autor vyslovil v době, kdy nemohl znát některé z výstupů projektu SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment), který ve spolupráci s UNEP (United Nations Environment Programme) vydal již výše zmiňovanou zprávu Sustainability indicators (Moldan, Billharz 1997). V tomto dokumentu jsou některé z kritizovaných problémů rovněž konstatovány, i když celkově text obsahuje nemálo příkladů, které kritiku spíše odůvodňují.

Trvalejší platnost má ovšem další Heiligův argument. Koncepce udržitelného rozvoje se vinou uvedeného biologicky redukcionistického přístupu jen velmi málo zabývá možná hlavními brzdami prosazování environmentálních opatření jako je nerovnováha rozdělení moci mezi různě vyspělými státy a ekonomickými a sociálními skupinami a nedostatečné určení sociálních, ekonomických a politických struktur a dějů, které by k dosažení udržitelnosti mohly vést. Nepodává rovněž vysvětlení, jak jsou cíle rozvoje formulovány a modifikovány v procesech, do kterých jsou zapojeny odborně i zájmově různorodé skupiny – veřejnost, politici, média, experti.. Naproti tomu idea udržitelného rozvoje předkládá hotové cíle a vyžaduje aktivity k jejich dosažení – jako by obojí prostě vyplynulo z prosté biogeofyzikální charakteristiky prostředí. Vysloveně skeptický je autorův postoj k výsledkům globálních setkání a konferencí. Jak ostatně dodává Smith (1998) závěry vědeckých bádání je vždy obtížné prosadit do praxe žité politiky kvůli zpochybnitelnosti vědeckých závěrů a nepříjemným důsledkům pro voliče. K obdobným závěrům dochází i britský politolog R. L. Bryant v kritice zjednodušujících přístupů k udržitelnosti (1991:164):

„V techno-manažerském pojetí udržitelnosti jsou strategie ‚formulovány a implementovány‘ očividně bez problémů. Ale kdo tyto strategie formuluje a implementuje a v čím zájmu? Jak mohou být environmentálně odpovědné strategie ‚konzistentní‘ se společenskými hodnotami a institucemi zmítanými politickými rozpory? Co to znamená ‚grassroot‘ participace a není odstraňování chudoby politicky problematické?“

Domníváme se, že v předchozí kapitole naznačený postup formulace přívětivých indikátorů by alespoň v otázce poznávání mechanismů jejich tvorby na lokální úrovni a zapojení různých skupin společnosti mohl náročného kritika uspokojit.

I když Heiligova provokativní kritika odmítá považovat udržitelný rozvoj a biologické koncepty za vhodné nástroje poznání a změn struktury a dynamiky společenských systémů, v žádném případě neznamena odmítání nezbytnosti ochrany prostředí. Dochází k závěru, že dosavadní lidská zkušenost nedokládá existenci nějaké k prostředí neškodné cesty rozvoje, která by byla výsledkem deterministické sociální filosofie znající předem nejlepší řešení. Lidé a zájmové skupiny se dosud vždy spíše „prodírali“ složitou spleť vztahů za pomoci různých politických, ekonomických a sociálních řešení a většinou pouze ex post poznáváme, které řešení je skutečně životaschopné a představuje tak použitelnou evoluční strategii. Tím se Heilig implicitně blíží dalšímu z méně často zmiňovaných témat – neudržitelnosti.

Celý náš dosavadní text se zabývá nejednoznačností udržitelného rozvoje, která je přitom ovšem doprovázená snahami o nejlépe detailní kvantifikaci jeho směřování. V oddíle o počtu lososů jako ukazatele jsme uvedli, jak důležité je pro skutečnou indikaci formulovat cílový či ideální stav a pak hodnotit důsledky opatření na změny indikátoru. V mnoha případech však bývá udržitelnost deklarována jako všeobecný, blíže nekonkretizovaný cíl. V tom případě může mít velký smysl informace o konání, které má zjevně neudržitelné důsledky. Jednoduše řečeno, někdy může být snazší určit která cesta k cíli rozhodně nevede a znamená vzdalování se, než soustředit síly na hledání jediného správného směru.

Velice výmluvný může být příklad půdní eroze jako ukazatele neudržitelnosti hospodaření na konkrétní lokalitě. Množství erodované půdy za časovou jednotku, které lze relativně přesně určit, umožňuje ve spojení se znalostí půdních charakteristik stanoviště odhad doby, po kterou lze na pozemku zemědělsky hospodařit. Pro dosažení minimální akceptovatelné úrovně eroze lze použít různé postupy od organizačních po technické, přičemž optimální volba může v praxi znamenat skutečně bloudění nástrahami environmentálních, ekonomických i sociálních problémů. Indikaci správné cesty předem určit nelze – je-li cílem minimalizace eroze, pak její zvyšování je ukazatelem neudržitelnosti, a cesty řešení zůstávají otevřeny. Indikátory neudržitelnosti mohou být sledovány v nelineárním vyjádření, kdy jejich vyšší hodnoty či odchylky od optimálního stavu jsou významnější než odchylky malé. Tak hodnota půdní eroze jako ukazatele vyčerpávání zdroje může být nevýznamná při hodnotě blízké přirozené regeneraci půdy, ale stává se rychle kritickou při vysokých hodnotách, v extrémním případě vypovídajících až o hrozícím odnosu veškeré ornice. Rovněž hodnoty polutantu v prostředí mohou sloužit jako nelineární indikátor neudržitelnosti. Jeho nízké hodnoty nemusí mít žádný význam, střední hodnoty znamenají spíše nepříjemný stav (například pokud jde o pachovou látku) a jeho význam se prudce zvyšuje při dosažení koncentrace poškozující zdraví (Dahl 1997).

I určování neudržitelnosti má však svá omezení, která plynou ze dvou příčin (Ekins 1994). První spočívá ve stupni provázání environmentálních problémů. Druhým důvodem je skutečnost, že neudržitelnost je nejlépe sledovatelná v případech produkce znečišťujících látek a čerpání obnovitelných zdrojů. Je paradoxem, že tempo exploatace neobnovitelných zdrojů, které stálo u počátků úvah o neudržitelnosti v Mezích růstu (Meadows et al. 1972) a které je z definice neudržitelné, je v současnosti považováno za méně důležité. Je tomu proto, že nové objevy ložisek těchto zdrojů, efektivnější využívání a tempo jejich nahrazování jinými materiály zajistilo alespoň současnou stabilizaci doby jejich životnosti (Ayres 1996). V souvislosti s efektivitou využívání zdrojů však poznamenejme, že jakkoli je všeobecně považována za předpoklad environmentální šetrnosti a tedy i udržitelnosti, skutečnost může být právě opačná – efektivní lidské konání v úspore surovin či financí vyústí zpravidla v přesun zejména individuální spotřeby zdrojů do jiné oblasti – co ušetříme v jedné oblasti, můžeme přesunout, utratit a spotřebovat ve sféře jiné (Librová 2003). Lehce srozumitelnou ilustraci nerovnováhy využívání zdrojů nabízí srovnání vzorců spotřeby dvou rozlohou srovnatelných zemí – Spojených států amerických a Číny. Nabízí se i historická paralela, popsaná britským autorem W. S. Jevonsem již v roce 1865. V polovině 19. století se všeobecně soudilo, že vyšší účinnost

spalování uhlí bude mít za následek snížení jeho spotřeby. Účinnost skutečně rostla, ovšem spotřeba nijak neklesala. Naopak s vyšší účinností využití uhlí se rozšířily možnosti jeho využívání a vzrostla i jeho těžba – jak předpověděl Jevons. Stejně tak ropná krize 70. let minulého století nevedla k poklesu spotřeby ropy, ale k vývoji vyššího počtu úspornějších automobilů a výstavba dálnice neřeší problémy dopravního přetížení, protože se zvýší počet jejich uživatelů (Giampietro 1994).

Prosté hodnocení environmentálních rizik individuálních průmyslových či jiných aktivit je založeno na deskriptivních indikátorech, o kterých se předpokládá, že budou co nejpřesnější a případné pochybnosti jsou vyjádřeny určením míry pravděpodobnosti. Tato očekávání se pak přenášejí i na indikaci udržitelnosti. Komplexnost environmentálních problémů, dlouhodobý rozměr udržitelného rozvoje a obsah lidských preferencí ovšem zapříčiňuje, že nutnou součástí debat o možnosti hodnocení udržitelnosti se stává rovněž spolehlivost navrhovaných indikátorů a jednoznačnost hodnocení jako takového. Tradiční spoléhání se na vědecké „důkazy“ není již více použitelné, pokud kdy vůbec bylo (Dovers et al. 1996). Požadavek na přesnost indikátorů udržitelnosti je nesplnitelný a má kořeny v dosavadním pohledu na jiné ukazatele (zejména ekonomické) jako jednoznačně objektivní obraz skutečnosti (Ruitenbeek 1991). Konkrétním vyjádřením nutnosti konat v situaci, kdy nejsou k dispozici „objektivní“ konečné informace, je používání principu předběžné opatrnosti, který se stal jedním z základních pilířů teorie udržitelnosti (Agenda 1993, Reid 1995) – pokud existuje nebezpečí vážného nebo nevratného poškození ekosystémů a prostředí, nedostatek jednoznačného potvrzení těchto nebezpečí není důvodem pro odmítnutí praktik, které by toto poškození mohly způsobit. Tato strategie, kterou zpravidla jedinci používají při svém jednání v běžných životních situacích, je ve skutečnosti velmi obtížně prosaditelná na úrovni společnosti do politického rozhodování a je ve většině případů ignorována (Carew-Reid et al. 1994). Přitom se nejedná o nové doporučení, které by formulovaly teprve dokumenty týkající se udržitelnosti. Na důležitost individuálního faktoru jehož minimální hodnota omezuje chování složitě systému upozornil už v polovině 19. století J. Liebig svým zákonem minima a otázky (ne)jistoty, spolehlivosti, předběžné opatrnosti a udržitelnosti jsou tématem teoretickým prací z oblasti etiky, práva, ekonomie, teorie kultury i politologie (Fjelland 2002, Sand 2000, Huetting, Reijnders 1999, O'Hara 1996, Proops et al. 1996, Roe 1996, Macnaghten, Jacobs 1997, Oldeman, 1995, Warburton 1998, Kirkby et al. 1995, Cengi Goga, Clementi 2002, Olson 1992).

Cílem dosavadního textu bylo doložit, že i když udržitelný rozvoj bývá často chápán jako odborný problém, vyžadující exaktní technická a ekonomická řešení, existuje nemalé množství důkazů o nedostatečnosti tohoto přístupu. Udržitelnost nevyžaduje jen odborné znalosti limitů biosféry, ale ve stejné, ne-li větší míře staví na etických principech pro formulování cílů a využívá poznatků společenských věd pro analýzu možnosti jejich dosažení. Především pro nás ovšem udržitelnost představuje morální princip, pomocí kterého lze možná dosáhnout lokálně specifických cílů udržitelnosti, než přesnou univerzálně použitelnou definici. Lapidárně vyjádřil nejednoznačnost a morální rozměr udržitelnosti R. de Vries: „*Trvalá udržitelnost není definována, je deklarována. Je to vůdčí etický princip.*“ (in Peet, 1992:209).

Aspekty udržitelnosti tedy sledujme ze tří hledisek:

- environmentálního – které lze považovat za relativně nejsnáze sledovatelné, vypovídající zejména o stavu a limitech prostředí. Určující je únosná kapacita prostředí, dostupnost a využívání zdrojů a kapacita výpustí; při jejich respektování lze dosáhnout dlouhodobého využívání při současném uchování přijatelné kvality prostředí.
- sociálního – je dosažena pouze při zapojení a ztotožnění se rozdílných zájmových skupin do procesu hledání, formulace a ideálně zejména dodržování cílů, limitů a indikátorů udržitelnosti. Je ovlivněno tradicemi, kulturou, etikou a morálkou, právními normami, demokracií, představuje sociální či morální kapitál (Goodland 2000).
- ekonomického – je zpravidla založená na analýze nákladů a výnosů, vypovídací schopnost ukazatelů bývá podpořena jejich peněžním vyjádřením. Ekonomické udržitelnosti má být dosaženo v rámci environmentálních a sociálních limitů, jejich narušení např. snahou o maximální redukci nákladů vede k neudržitelnosti.

Použitá literatura

1. ADAMS, W. M. *Green Development*. 2001, ISBN 0415147662
2. AGENDA 21 EARTH SUMMIT: *United Nations Program of Action from Rio*. 1993, ISBN 9211005094
3. 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
4. ATKINSON, G., HAMILTON, K. Accounting for Progress: Indicators for Sustainable Development. *Environment*. 1996, roč. 38, č. 7, s. 16-44
5. ATKINSON, G., et al. *Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the Environment*. 1999, ISBN 1840641983
6. AYRES, R.U. Statistical measures of unsustainability. *Ecol. Econ*. 1996, č. 16, s. 239-255
7. AZAR, CH., HOLMBERG, J., LINDREN, K. Socio-ecological indicators for sustainability. *Ecol. Econ*. 1996, č. 18, s. 89-112
8. BARNETT, V., RILEY, J. Statistics for environmental change. *Expl. Agric*. 1995, roč. 31, s. 117-130
9. BAUMAN, Z. *Úvahy o postmoderní době*. 1995, ISBN 80-85850-12-5
10. BECKERMAN, W. *Small is Stupid: Blowing the Whistle on the Greens*. 1995, ISBN 071562640X
11. BEGON, M., HARPER, J. L., TOWNSEND, C. R. *Ekologie. Jediníci, populace, společenstva*. 1997, ISBN 80-7067-695-7
12. BELL, S., MORSE, S. *Sustainability Indicators. Measuring the Immeasurable?* 1999, ISBN 1-85383-497-1
13. van den BERGH, J. C. J. M., VERBRUGGEN, H. Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the "ecological footprint". *Ecol. Econ.*, 1999, č. 29, s. 61-72
14. BLAŽEK, B. *Venkov města média*. 1998, ISBN 80-85850-59-1
15. BRYANT, R.L. Putting politics first: the political ecology of sustainable development. *Global Ecology and Biogeography Letters*. 1991, č. 1, s. 164-166
16. BRYLD, B. CSD Working list of indicators of sustainable development. in: Moldan, B., Billharz, S. (ed.) *SCOPE 58. Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*. 1997. s. 142-147. ISBN 0-471-97352-1
17. BÜHLER, W. et al. *Science, Agriculture and Research. A Compromised Participation?* 2002, ISBN 1-85383-691-5
18. BUTLER-FLORA, C. Sustainability in agriculture and rural communities. In HÄRDTKEIN, M., KALTSCHMITT, M., LEWANDOWSKI, I., WURL, H. N. (eds.): *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. 2000, ISBN 3-503-05812-5, s. 191-208
19. CAIRNS, J., Jr. Achieving Sustainable Use of the Planet in the Next Century: What should Virginians Do? *Virginia Issues and Answers*, 1995, roč. 2, č. 2, s. 2-8
20. CAIRNS, J., Jr. The Zen of Sustainable Use of Planet: Steps on the Path to Enlightenment. *Population and Environment: A Journal of Interdisciplinary Studies*. 1998, roč. 20, č. 2, s. 109-123
21. CAMAGNI, R. Sustainable urban development: definition and reasons for research programme. *Int. J. Environment and Pollution*. 1998, roč. 10, č. 1, s. 6-27
22. CAREW-REID, J., PRESCOTT-ALLEN, R., BASS, S., DALAL-CLAYTON, D-B. *Strategies for National Sustainable Development: A Handbook for their Planning and Implementation*. 1995, ISBN 185383193X
23. CENGI GOGA, B. T., CLEMENTI, F. Safety assurance of foods: Risk management depends on good science but it is not a scientific activity. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 2002, č. 15, s. 305 - 313
24. CONWAY, G. R., BARBIER, E. B. *After the Green Revolution. Sustainable Agriculture for Development*. 1990, 1-85383-035-6
25. DAHL, A.L. The Big Picture: Comprehensive Approaches. In Moldan, B., Billharz, S. (ed.) *SCOPE 58. Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*. 1997. s. 69-83. ISBN 0-471-97352-1
26. DALY, H.E., TOWNSEND, K.N. *Valuing The Earth: Economics, Ecology, Ethics*. 1993, ISBN 0262540681
27. DANIEL, T.C. Aesthetic Preference and Ecological Sustainability. In SHEPPARD,

- S.R.J, HARSHAW, H.W. *Forests and Landscapes. Linking ecology, sustainability and aesthetics*. 2001, s. 15 – 29, ISBN 0-85199-500-4
28. DESAI, M. Greening of the HDI? In: MACGILLIVRAY (ed.) *Accounting for Change*. 1995, ISBN 1-899407-02-2
 29. DOVERS, S.R., NORTON, T.W., HANDMER, J.W. Uncertainty, ecology, sustainability and policy. *Biodiversity and Conservation*. 1996, roč. 5, s. 1143 -1167
 30. EHRLICH, P.R.: *The Population Bomb*. 4. vyd. New York: Ballantine Books, 1969, 223 s.
 31. EKINS, P. The environmental sustainability of economic processes: A framework for analysis. In van den BERGH, J.C.J.M., van der STRAATEN, J. (eds). *Towards Sustainable Development. Concepts, Methods and Policy*. 1994, s. 25-56, ISBN 1-55963-349-2
 32. ERICKSON, J. D., GOWDY, J. M. Resource Use, Institutions, and Sustainability: A Tale of Two Pacific Island Cultures. *Land Economics*, 2000, roč.76, č. 3, s. 345 – 354
 33. ETZIONI, A. *The Actice Society. A Theory of societal and political processes*. London: Collier-Macmillan, New York: Free Press, 1968, 698 s.
 34. FJELLAND, R. Facing the problem of uncertainty. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 2002, č. 15, s. 155 - 169
 35. FUNTOWICZ, S.O., RAVETZ, J.R. The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecol. Econ*. 1994, č. 10, s. 197-207
 36. GALLOPIN, G. C. Indicators and Their Use: Information for decision-making. In: MOLDAN, B., BILLHARZ, S. (eds). *SCOPE 58. Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*. 1997, ISBN 0-471-97352-1
 37. GEORG, S. The social shaping of household consumption. *Ecol. Econ*. 1999, č. 28, s. 455-466
 38. GIAMPIETRO, M. Sustainability and technological development in agriculture. A critical appraisal of genetic engineering. *Bioscience*. 1994, roč. 44, s. 677 - 689
 39. GIAMPIETRO, M. Osobní sdělení, 1998
 40. GLENN, J. C., GORDON, T. J. *Stav budoucnosti. Vybrané kapitoly z let 1999-2001*. 2002, ISBN 80-244-0407-9
 41. GLIESSMAN, S. R. *Agroecology. Ecological Processes in Sustainable Agriculture*. 2000, ISBN 1-57504-043-3
 42. GOODLAND, R. The concept of environmental sustainability. *Annual Review for Ecology and Systems*, 1995, roč. 26, s. 1 – 24
 43. GOODLAND, R. Livestock sector environmental assessment. 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. 239 – 261, ISBN 3-503-05812-5
 44. de GRAFF, H. J., MUSTERS, C. J. M., ter KEURS, W. J. Sustainable Development: Looking for New Strategies. *Ecol. Econ*. 1996, č. 16, s. 205 - 216
 45. GRAY, R., BEBBINGTON, J., WALTERS, D. *Accounting for the Environment*. 1993, ISBN 1-85396-223-6
 46. GROSSMAN, E. *Watershed. The undamming of America*. 2002, ISBN 1-58243-108-6
 47. HABERL, H. Human Appropriation of Net Primary Production as An Environmental Indicator: Implications for Sustainable Development. *Ambio*, 1997, roč. 26, č. 3, s. 143-146
 48. HAMMOND, A., ADRIAANSE, A., RODENBURG, E., BRYANT, D., WOODWARD, R. *Environmental Indicators: A systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development*. 1995, ISBN 1-56976-026-1
 49. HARDIN, G. Living on a lifeboat. *Bioscience*, 1974, roč. 24, str.: 561 – 568
 50. HARDIN, G. Cultural Carrying Capacity. A biological approach to human problems. *Carrying Capacity Network. FOCUS*. 1992, roč. 2, č. 3
 51. HARRIS, G.R. Teaching Ecosystem Management and Sustainability. *Environmental Education Research*. 1996, roč. 2, č. 2, s. 159-169
 52. HART, M. Osobní sdělení, 1999
 53. HARTIG, P. D. et al. Practical application of sustainable development in decision-making processes in the Great Lakes Basin. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol*. 1996, roč. 3, s. 31- 46
 54. 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
55. HOLMBERG, J., SANDROOK, R. Sustainable Development: What Is to be Done? In: HOLMBERG, J. (ed.): *Policies for a Small Planet*. 1992, s. 19 – 38, ISBN 1853831328
 56. HOLMBERG, J., LUNDQUIST, U., ROBÈRT, K.H., WACKERNAGEL, M. The ecological footprint from a systems perspective of sustainability. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.*, 1999, roč. 6, s. 17-33
 57. HUETING, R., REIJNDERS, L. Uncertainty and sustainability. *Ecol. Econ.* 199-9, č. 29, s. 9 - 11
 58. CHAMBERS, N., SIMONS, C., WACKERNAGEL, M. Sharing nature`s interest. Ecological footprint as an indicator of sustainability. 2000, ISBN 1853837393
 59. ISTRATE, L., HENS, L. Sustainable development in Moldova: its status and future prospects. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.*, 1996, roč. 3, s. 47-59
 60. IUCN, UNEP, WWF, FAO, UNESCO: *World Conservation Strategy: Living Resources Conservation for Sustainable Development*. 1980, 2-88032-104-2
 61. IUCN/UNEP/WWF: *Caring for the Earth: A Strategy for Sustainable Living*. 1991, ISBN 2-8317-0074-4
 62. JOWSEY, E., KELLETT, J. The comparative sustainability of resources. *Int. J. Sustain. Dev. World. Ecol.* 1995, roč. 2, s. 77-85
 63. KELLER, J. *Šok z ekologie aneb Politické systémy v rozpacích*. 1996, ISBN 80-202-0606-X
 64. KELLER, J. *Sociologie a ekologie*. 1997, ISBN80-85850-42-7
 65. KERR, J. et al. *An Evaluation of Dryland Watershed Development Projects in India. EPTD Discussion Paper No. 68*. Washington: International Food Policy Research Institute, 2000, 130 s.
 66. KIMMINS, J.P. Visible and Non-Visible indicators of Forest Sustainability: Beauty, Beholders and Belief Systems. In SHEPPARD, S.R.J, HARSHAW, H.W. *Forests and Landscapes. Linking ecology, sustainability and aesthetics*. 2001, s. 43 – 56, ISBN 0-85199-500-4
 67. KIRKBY, J., O`KEEFE, P., TIMBERLAKE, L. (eds.) *The Earthscan Reader in Sustainable development*. 1995, ISBN 1-85383-216-2
 68. KÖHN, J. Thinking in Terms of System Hierarchies and Velocities. What Makes Development Sustainable? *Thünen-series of applied economic theory Working paper No. 4*. 1996, 27.s, ISSN 1431-4118
 69. KROTSHECK, CH., NARODOSLAWSKY, M. The Sustainable Process Index. A new dimension in ecological evaluation. *Ecol. Engineering*, 1996, roč. 6, s. 241-258
 70. LAPPÉ, F. M., SHURMAN, R. *Taking Population Seriously*. 1990, ISBN 0935028536
 71. LAWRENCE, J.G. Getting the Future That You Want: The Role of Sustainability indicators. In. WARBURTON, D. (ed.) *Community and sustainable development: participation in the future*. 1998, s. 68-80, ISBN 1-85383-531-5
 72. LAŽA, R.: *Obraz naděje. Zpráva o průběhu fóra občanů*. Český Krumlov: Nadace ekologické výchovy Šípek, Centrum pro otázky životního prostředí UK, Regionální rozvojová agentura Šumava, Město Český Krumlov, 1997, 16 s.
 73. LIBROVÁ, H. *Vlažní a váhaví: kapitoly o ekologickém luxusu*. 2003, ISBN 80-7239-149-6
 74. LOADER, R., AMARTYA, L. Participatory Rural Appraisal: extending the research methods base. *Agric. Syst.* 1999, č. 62, s. 73 - 85
 75. LOVEJOY, T. E. Beyond the Concept of Sustainable Yield. *Ecological Applications*. 1996, roč. 6, č. 2, s. 363
 76. MACGILLIVRAY, A., ZADEK, S. *Accounting for Change: Indicators for Sustainable Development*. Londýn: New Economics Foundation, 1996,
 77. MACNAGHTEN, P., JACOBS, M. Public identification with sustainable development. *Global Environmental Change*. 1997, roč.7, č. 1, s. 5-24
 78. MAILLET, P. Sustainable development and the worldwide market economy: a necessary but difficult reconciliation. *Int. J. Environment and Pollution*. 1995, roč. 5, č. 1, str. 1 – 13
 79. MANNION, A. M. *Agriculture and Environmental Change. Temporal and Spatial Dimensions*. 1995, ISBN 0-471-95478-0
 80. MARTÍNEZ-ALIER, J. The environment as a Luxury Good or “Too Poor to Be Green”? *Ecol. Econ.*, 1994, roč. 13, č. 1, str. 1-10
 81. MEADOWS, D.H., MEADOWS, D.L., RANDERS, J., BEHRENS, W. *The Limits to Growth*. New York: Universe Books, 1972, ISBN 0-87663-165-0

82. MITCHELL, G. Problems and fundamentals of sustainable development indicators. *Sustainable Development*. 1995, roč. 3., s. 103-115
83. MOLDAN, B. *Indikátory trvale udržitelného rozvoje*. 1996, ISBN 80-7078-380X
84. MOLDAN, B. a kol. *Ekonomické aspekty ochrany životního prostředí*. 1997, ISBN 80-7184-434-9
85. MOLDAN, B., BILLHARZ, S. (eds). *SCOPE 58. Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*. 1997, ISBN 0-471-97352-1
86. MURPHY, R. F. *Úvod do kulturní a sociální antropologie*. 1999, ISBN 80-85850-53-2
87. NORGAARD, R. B. Sociosystem and ecosystem coevolution in the Amazon. *J. Environmental Economics and Management*. 1981, roč. 8, s. 238 - 254
88. NORGAARD, R. B. *Development Betrayed. The end of progress and a coevolutionary revisioning of the future*. 1994, ISBN 0-145-06862-2
89. NOVÁČEK, P., MEDERLY, P. et al. *Strategie udržitelného rozvoje*. 1996, ISBN 80-901896-2-8
90. OECD *Environmental Indicators for Agriculture. Methods and results. Vol. 3*. 2001, ISBN 92-64-18614-X
91. O'HARA, S. U. Discursive ethics in ecosystems valuation and environmental policy. *Ecol. Econ*. 1996, č. 16, s. 95 - 107
92. OLDEMAN, R. A. A. Sustainable development is fuzzy development. *Nature & Resources*, 1995, roč. 31, č. 3, s. 1
93. OLSON, R. K. The Future Context of Sustainable Agriculture: Planning for Uncertainty. In OLSON, R. K. (ed.) *Integrating Sustainable Agriculture, Ecology, and Environmental Policy*. 1992, s. 1 – 20, ISBN 1-56022-024-4
94. PEARCE, D. W. *Blueprint 3: Measuring sustainable development*. 1993, ISBN 1-85383-183-2
95. PEARCE, D. W. *Blueprint 4: Capturing global environmental value*. 1995, ISBN 1-85383-184-0
96. PEARCE, D. W. The contribution of economics to a sustainable society. In HÄRDTKER, M., KALTSCHMITT, M., LEWANDOWSKI, I., WURL, H. N. (eds.): *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. 2000, ISBN 3-503-05812-5, s. 17-38
97. PEARCE, D. W., ATKINSON, G. D., DUBORG, W. R. The Economics of Sustainable Development. *Annu. Rev. Energy Environ.*, 1994, roč. 19, s. 457 – 474
98. PEARCE, D. W., HAMILTON, K., ATKINSON, G. Measuring sustainable development: progress on indicators. *Environment and Development Economics*, 1996, č. 1, s. 85-101
99. PEARCE, D. W., MARKANDAYA, A., BARBIER, E. B. *Blueprint for a Green Economy*. 1989, ISBN 1853830666
100. PEARCE, D. W., TURNER, R. K. *Economics of Natural Resources and the Environment*. 1990, ISBN 0-7450-0225-0
101. PEET, J.: *Energy and the Ecological Economics of Sustainability*. 1992. ISBN 1569631600
102. PIMENTEL, D.: Ecological Resources, Agricultural Sustainability, and the Global Human Population. In HÄRDTKER, M., KALTSCHMITT, M., LEWANDOWSKI, I., WURL, H. N. (eds.): *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften*. 2000, ISBN 3-503-05812-5, s. 5-16
103. PRETTY, J. b) Participatory Learning for Sustainable Agriculture. *World Development*. 1995, roč. 23, č. 8. S. 1247 - 1263
104. PRETTY, J. a) Sustainable Agriculture, People and the Resource Base: Impacts on Food Production. *Forum for Development Studies*. 1997, č. 1, 7 - 32
105. PRETTY, J. b). The sustainable intensification of agriculture. *Natural Resources Forum*. 1997, roč. 21., č. 4., s. 247 - 256
106. PRETTY, J. *The Living Land*. 1998, 1-85383-516-1
107. PRIMACK, R. B., KINDLMANN, P., JERSÁKOVÁ, J.: *Biologické principy ochrany přírody*. 2001, ISBN 80-7178-552-0
108. PROOPS, J. L. R., ATKINSON, G., SCHLOTHEIM, V., B., SIMON, S. International trade and the Sustainability Footprint: a Practical criterion for its assessment. *Ecol Econ*. 1999, č. 28, s. 75–97
109. PROOPS, J. L. R., FABER, M., MANSTETTEN, R., JÖST, F. Achieving a sustainable world. *Ecol Econ*. 1996, č. 17, s. 133 – 135

110. REDCLIFT, M. *Wasted. Counting the costs of global consumption*. 1996, ISBN 1-85383-355-X
111. 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
112. REID, D. *Sustainable Development: An Introductory Guide*. 1995. ISBN 1-85383-2413
113. RIESMAN, D., GLAZER, N., DENNEY, R. *Osamělý dav: studie o změnách amerického charakteru*. Praha: Mladá Fronta, 1968, 365 s.
114. RILEY, J. a) The indicator explosion: local needs and international challenges. *Agric. Ecosystem Environment*, 2001, č. 87, 119-120
115. RILEY, J. b) Indicator quality for assessment of impact of multidisciplinary systems. *Agric. Ecosystem Environment*, 2001, č. 87, 121-128
116. RILEY, J. c) Multidisciplinary indicators of impact and change. Key issues for identification and summary. *Agric. Ecosystem Environment*, 2001, č. 87, 245-259
117. ROBÉRT, K-H., DALY, H., HAWKEN, P., HOLMBERG, J. A compass for sustainable development. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 1997, roč. 4, s. 79-92
118. ROE, E. M. Sustainable development and cultural theory. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 1996, roč. 3, s. 1-14
119. RUITENBEEK, H. J. *Indicators of Ecologically Sustainable Development: Towards New Fundamentals*. 1991, ISBN 0-662-19136-6
120. SAND, P. The Precautionary Principle: A European Perspective. *Human and Ecological Risk Assessment*. 2000, roč. 6, č. 3, s. 445 - 458
121. SEIDL, I., TISDELL, C. A. Carrying Capacity Reconsidered: From Malthus' Population Theory to Cultural Carrying Capacity. *Ecol. Econ.* 1999, č. 31, s. 395-408
122. SHIELDS, D. J., BARTLETT, E. T. Applicability of Montreal Process Criterion 6 – Long term socio-economic benefits – to rangeland sustainability. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 2002, roč. 9, s. 95-120
123. SCHANZE, J. Sustainable Development of European Landscapes as a Multidimensional Environmental and Societal Issue. In: HELMING, K., WIGGERING, H. (eds.): *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. 2003, s. 19 - 38, ISBN 3-540-00008-9
124. SCHEFER, M., BROCK, W., WESTLEY, F. Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. *Ecosystems*, 2000, č. 3, s. 451-471
125. 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
126. SMITH, P. Engineering Education for Sustainable Development. *INES Newsletter*, 2002, č. 39, s. 16-19
127. SPANGENBERG, J.H. Concepts for sustainability. Environmental space, material flows and sustainability indicators. In *Dimensions of Sustainability*. Proceedings of the Congress Challenges of Sustainable Development, Amsterdam, 22-25 August 1996. Eds. P. Smith, A. Tenner. s. 235-246, Baden-Baden: Nomos Verl., 1997, 576 s. ISBN 3-7890-4828-3
128. SPANGENBERG, J.H. Sustainability Science: Which Science and Technology for Sustainable Development? *INES Newsletter*. 2002, č. 38, s. 9 – 14
129. TEMPLET, P.H. Economic scale, energy and sustainability: an international empirical analysis. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 1995, roč. 2, s. 153-165
130. THRUPP, L. A. (ed.) *New Partnership for Sustainable Agriculture*. 1996, ISBN 1-56973-103-9
131. TRZYNA, T.C., OSBORN, J.K. *A Sustainable World – Defining and measuring sustainable development*. 1996, ISBN 188028026
132. VAVROUŠEK, J.: Perspektivy lidských hodnot slučitelných s trvale udržitelným způsobem života. In: NOVÁČEK, P., VAVROUŠEK, J. (eds.). *Lidské hodnoty a trvale udržitelný způsob života*. Olomouc: Nakladatelství UP, 1993, s. 91-100
133. VOTOČKOVÁ, T. Indikátory udržitelného rozvoje. *EKO VIS MŽP. Informační zpravodaj*. 1999, roč. 9, č. 6, s. 5-28
134. WACKERNAGEL, M., REES, W. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth. 1996. ISBN XXXXXXXX
135. WACKERNAGEL, M. et al. Tracking the ecological overshoot of the human economy. *PNAS*, 2002, roč. 99, č. 14, s. 9266-9271

136. WANG, X., WANG, J., Li, B. Developing a Sustainable Development Indicator via Knowledge Mining. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 2001, roč. 8, s. 199-126
137. WARBURTON, D. (ed.) *Community and Sustainable Development. Participation in the Future.* 1998, ISBN 1-85383-531-5
138. WCED (1987): *Our Common Future.* Oxford University Press, Oxford
139. WHITBY, M., ADGER, W. N. Natural and reproducible capital and the sustainability of land use in the UK. *Journal of Agricultural Economics.* 1996, roč. 47, č. 1, s. 50-65
140. YOUNG, M. D.: *Sustainable investment and resource Use. Equity, Environmental Integrity and Economic Efficiency.* 1992, ISBN 92-3-102748-4
141. YOUNG, M. D. Inter-generational equity, the precautionary principle and ecologically sustainable development. *Nature and Resources*, 1995, roč. 31, č. 1.