

Univerzita Karlova v Praze

Fakulta humanitních studií

katedra sociální a kulturní ekologie

Environmentální spravedlnost

přístupy k měření distribuce benefitů a rizik
v oblasti životního prostředí

Bc. Martin Kryl

Vedoucí magisterské práce:

Mgr. Milan Ščasný, PhD.

Praha 2010

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně a použil jsem pouze zdroje uvedené v seznamu literatury.

V Praze dne 21. 5. 2010

.....
Martin Kryl

Poděkování:

Na prvním místě bych rád poděkoval vedoucímu práce Mgr. Milanovi Ščasnému, PhD., bez kterého by tato práce zcela jistě nevznikla. K tématu mě přivedl, byl mi k dispozici vždy, když jsem potřeboval pomocnou ruku (nebo spíše hlavu) a projevil obdivuhodnou trpělivost při vysvětlování často i základních pojmů a přístupů ekonomické teorie. Poděkování si bezpochyby zaslouží i PhDr. Ivan Rynda za vstřícnost a pomoc s vymezením tématu a s obsahovým vyvážením teoretické a praktické části..

Velké díky patří Elišce Kvěchové a Naděždě Krylové, které mají lví podíl na odstranění bezpočtu chyb a překlepů v textu. Díky nim například čtenář nemusí dumat nad tím, proč je zapotřebí výsledky analýzy řádně prodrbat. Nakonec bych rád poděkoval všem lidem ze svého okolí, kteří mi byli zejména v posledních dvou měsících před dokončením této práce oporou a pomohli mi vytvořit pro dokončení práce tolik potřebný klid a prostor.

Obsah

1) Úvod.....	15
2) Rovnost a spravedlnost.....	17
3) Environmentální spravedlnost.....	23
3.1) Počátky studia environmentální spravedlnosti.....	23
3.2) Studium environmentální spravedlnosti v Evropě.....	25
3.3) Koncept environmentální spravedlnosti / rovnosti.....	26
3.4) Shrnutí.....	31
4) Měření environmentální nerovnosti.....	34
4.1) Vývoj metodického přístupu k měření nerovnosti.....	35
4.2) Indikátory nerovnosti.....	37
4.3) Zobrazení nerovnosti.....	39
4.4) Měření nerovnosti.....	41
4.4.1) Rozsah R.....	43
4.4.2) Arbitrární stanovení hranice bohatí / chudí.....	44
4.4.3) Giniho koeficient.....	46
4.4.4) Index koncentrace.....	47
4.4.5) Index Robina Hooda (Hooverův index).....	48
4.4.6) Theilův index a další indexy inspirované informační teorií.....	49
4.4.7) Indexy odvozené od funkce společenského blahobytu.....	52
5) Distribuce spokojenosti domácností stavem ŽP.....	54
5.1) Rovnost spokojenosti domácností s úrovní hluku a čistotou v okolí bydliště.....	55
5.2) Vztah mezi distribucí spokojenosti s životním prostředím v místě bydliště a bohatstvím.....	58
5.3) Příjmová nerovnost domácností.....	65
6) Závěr.....	71
7) Použitá literatura.....	75

Seznam grafů

Graf 1: Zobrazení Lorenzovy křivky pro spokojenost domácností s hladinou hluku v roce 2005.....	58
Graf 2: Koncentrační křivky pro vztah mezi spokojeností domácností s hlukem v okolí bydliště a příjmy na jednoho člena domácnosti.....	61
Graf 3: Koncentrační křivky pro vztah mezi spokojeností domácností s čistotou okolí bydliště a příjmy na jednoho člena domácnosti.....	63
Graf 4: Průměrné příjmy v jednotlivých decilech. Příjmy za rok 2008 jsou uvedeny v cenách roku 2005.....	67
Graf 5: "Průvod trpaslíků" - zobrazení, které klade důraz na velký rozdíl mezi většinou malým procentem nejbohatších domácností.....	68
Graf 6: Zobrazení Lorenzovy křivky pro příjem domácností na jednoho člena v letech 2005 a 2008.....	69

Seznam tabulek

Tabulka 1: Atributy indexů nerovnosti (zdroj: Cowell, 2000).....	53
Tabulka 2: Počet spokojených domácností ve dvou zkoumaných oblastech a vývoj mezi roky 2005 a 2008.....	56
Tabulka 3: Hodnoty indexu koncentrace pro roky 2005 a 2008.....	60
Tabulka 4: Statistická významnost rozdílu v podílu domácností spokojených s mírou hluku v místě bydliště v různých příjmových decilech (2008).....	63
Tabulka 5: Podíl spokojených domácností v decilech souboru seřazeného podle příjmů na jednoho člena domácnosti a statistická významnost změny mezi roky 2005 a 2008.....	63
Tabulka 6: Statistická významnost rozdílu v podílu domácností spokojených s čistotou okolí bydliště v různých příjmových decilech (2005).....	64
Tabulka 7: Statistická významnost rozdílu v podílu domácností spokojených s čistotou okolí bydliště v různých příjmových decilech (2008).....	64
Tabulka 8: Statistická významnost rozdílu v podílu domácností spokojených s mírou hluku v místě bydliště v různých příjmových decilech (2005).....	64
Tabulka 9: Průměrné příjmy v jednotlivých decilech a jejich vývoj mezi roky 2005 a 2008.	66
Tabulka 10: Hodnoty indexů nerovnosti pro příjmy domácností na jednoho člena a odhad konfidenčního intervalu pro Giniho koeficient.....	69

Abstrakt

Práce se zabývá přístupy k měření nerovnosti v oblasti životního prostředí. V první části věnované vymezení konceptů environmentální rovnosti a environmentální spravedlnosti dochází k závěru, že jsou tyto pojmy v odborné literatuře často vzájemně zaměňovány a ani pro jeden z nich neexistuje jasná a široce přijímaná definice. Práce shrnuje převládající teoretické přístupy k nim a z těchto přístupů odvozená hlavní zaměření výzkumu. Druhá část je věnována nejčastěji používaným indikátorům nerovnosti (Giniho koeficient; Theilův index a rodina indexů založených na informační teorii; Atkinsonův a Daltonův index), popisuje jejich rozdílné zaměření a ukazuje jejich praktické použití na datech z šetření životních podmínek českých domácností v letech 2005 a 2008. Z analýzy dat o spokojenosti domácností s čistotou a hlukovou zátěží v okolí bydliště ve vztahu k příjmům domácnosti na jednoho jejího člena vyplývá, že spokojené domácnosti jsou velice rovnoměrně zastoupeny ve všech příjmových skupinách. Je také možné konstatovat, že spokojenost v obou zkoumaných oblastech se mezi roky 2005 a 2008 statisticky významně zvýšila.

The thesis addresses possible approaches to measurement of inequality in environmental goods and bads. The first part, focused on concepts of environmental equality and environmental justice, concludes that both terms are often used interchangeably and both lack clear and widely accepted definition. The paper also presents main areas research derived from the concepts above. The second part of the paper is dedicated to discussion of main inequality indicators (Gini; Theil and other indices based on information theory; Dalton and Atkinson indices) and their differences. Last part of the thesis applies the theory on data from survey of household living condition (SILC) for 2005 and 2008. The results show very even distribution of households satisfied with the cleanness and noise levels of their neighborhoods amongst all income groups. The study also concludes that from 2005 to 2008 there was a statistically significant increase of households satisfied in both of these areas.

Klíčová slova: environmentální rovnost, environmentální spravedlnost, indikátory nerovnosti

Keywords: environmental equality, environmental justice, inequality indicators

1) Úvod

Otázka spravedlnosti je klíčová pro všechny etické systémy stojící za organizací lidské společnosti a rozlišení spravedlivého od nespravedlivého není možné bez, byť implicitní, tematizace rovnosti. Tento předpoklad formulovaný Amartyou Senem (1995) je jedním z východisek i pro tuto práci. Popis nerovnosti totiž tvoří důležitou součást společenského vývoje. Stále více autorů i institucí se zaměřuje na vylepšení popisu vývoje společnosti tak, aby byla více zohledněna kvalita života jednotlivců ve společnosti žijících (*Beyond GDP*, 2009; Stiglitz, Sen, & Fitoussi, 2008). Indikátory nejčastěji používané pro hodnocení společenského vývoje (především HDP doplňovaný o další indikátory podstatné pro aktuální společenskou debatu – například zaměstnanost, vzdělanost a podobně) jsou však často založené na vyhodnocení průměru. Stiglitz a jeho tým proto navrhuje zaměřit se ve všech oblastech podstatných pro kvalitu života také na distribuční hledisko a jednou z těchto oblastí je bezesporu i životní prostředí.

Téma rovnosti v oblasti benefitů a rizik spojených s životním prostředím je velice široké a je možné k němu přistupovat z různých úhlů pohledu. Tato práce se zaměřuje především na jeden z nich – pokouší se přispět do debaty o sledování kvality života ve společnosti pomocí měření nerovnosti v oblasti životního prostředí. Jedna z výzkumných otázek je proto zaměřena i na mapování existujících indikátorů nerovnosti používaných v ekonomické teorii a na zhodnocení jejich možného uplatnění v oblasti životního prostředí.

Výběru vhodných indikátorů a jejich aplikaci by však mělo předcházet vyjasnění pojmů environmentální spravedlnost a environmentální rovnost. Tyto termíny začaly být v odborné literatuře používány už v sedmdesátých letech dvacátého století v souvislosti s protesty afroameričanů v USA proti, podle jejich názoru, nespravedlivě nerovnoměrnému umístění zařízení pro nakládání s nebezpečným odpadem a dalších potenciálně zdraví škodlivých provozů do sousedství (*neighborhoods*) s velkým podílem obyvatel patřících k etnickým minoritám. I když se od té doby rozšířilo bádání v oblasti environmentální spravedlnosti do mnoha jiných oblastí, jasná a obecně přijímaná definice environmentální spravedlnosti stále neexistuje. Jedním cílů této práce je tuto oblast alespoň rámcově přiblížit.

Environmentální spravedlnost

V závěru jsou diskutované teoretické přístupy aplikovány na reálná data za Českou republiku. Analyzovány jsou výsledky z šetření životních podmínek českých domácností (SILC)¹ Českého statistického úřadu za roky 2005 a 2008. I když (nebo možná díky tomu, že) tato šetření neobsahují mnoho údajů o životním prostředí, je možné si na základě jejich analýzy vytvořit představu o tom, jaká data jsou v převládajících statistických šetřeních k dispozici a jaké metody je pro analýzu takového typ dat možné použít.

Tato práce se zaměří na následující výzkumné otázky:

- 1. Jak jsou vymezeny pojmy *environmentální nerovnost* a *environmentální spravedlnost* a jaký je mezi nimi rozdíl?**
- 2. Jaké teoreticky zakotvené způsoby měření nerovnosti jsou vhodné pro měření nerovnosti v oblasti životního prostředí?**
- 3. Jaká je míra nerovnosti v české společnosti ve spokojenosti s čistotou a hladinou hluku v okolí bydliště. Jaký je vztah mezi spokojeností v této oblasti a příjmy?**

K prvním dvěma otázkám bude přistoupeno pomocí *rešerše dostupné relevantní odborné literatury*. Zejména pro vymezení pojmů environmentální spravedlnost bude při výběru literatury přihlíženo ke geografické a časové rozmanitosti literatury a bude kladen důraz na zastoupení jak autorů z USA (kde má studium environmentální spravedlnosti větší tradici), tak autorů evropských. U indikátorů nerovnosti bude rešerše zaměřena především na popis hlavních přístupů a indexů používaných v ekonomické teorii, popřípadě na analýzu možných omezení plynoucích z jejich konstrukce.

Pro analýzu nerovnosti spokojenosti s hlukovou zátěží a čistotou okolí bydliště v české společnosti budou použity některé z indexů a zobrazení popsanych ve čtvrté kapitole. Výpočty indexů budou doplněny přehledem statistické významnosti rozdílů mezi průměrnou spokojeností jednotlivých příjmových decilech.

¹ Analýza dat z výzkumu SILC proběhla pod osobním dohledem vedoucího práce.

2) Rovnost a spravedlnost

Jak již bylo uvedeno, je jedním z východisek této práce předpoklad formulovaný Amartyou Senem² (1995), podle kterého je otázka spravedlnosti klíčová pro všechny etické systémy stojící za organizací lidské společnosti a rozlišení spravedlivého od nespravedlivého není možné bez, byť implicitní, tematizace rovnosti. Pro společnost je důležité nejen to, kolik a jakých zdrojů má k dispozici (ať už se jedná o fyzický, lidský nebo přírodní kapitál) – na kvalitu života jejích členů má zásadní vliv i jejich distribuce. Opominutí tohoto poměrně intuitivního předpokladu může zásadní měrou ovlivnit hodnocení společenského vývoje, které je jedním z významných podkladů pro politická (ve smyslu celospolečenská) i osobní rozhodnutí. V současnosti probíhá intenzivní debata o tom, jak oblast distribuce pokrýt (*Beyond GDP*, 2009; Stiglitz et al., 2008) – a tato debata se dotýká i oblasti životního prostředí. K pojmům spravedlnost a rovnost existuje mnoho různých přístupů, a aby je bylo možné alespoň rámcově vymezit pro použití v oblasti životního prostředí, bude pro tuto práci užitečné některé z nich představit.

Mnoho autorů zakládá studium nerovnosti na principu elementární rovnosti. Přístup vychází z paradigmatu převládajícího v současné euroamerické civilizační oblasti³. Vylučuje vztahy mezi lidmi založené na tzv. absolutní nerovnosti - tou se rozumí stav, kdy někteří členové společnosti jsou *a priori* v nerovném postavení oproti jiným (Sharpe, 2003). I když se takový přístup k jedinci a jeho postavení ve společnosti vyvíjel dlouho a z historického hlediska začal být přijímán relativně nedávno, objevuje se dnes, jak poukazuje Sharpe, v samotných základech právních systémů. Můžeme se s ním setkat například hned v prvním článku Všeobecné deklarace lidských práv a svobod, kterou do současnosti adoptovaly veškeré státy na světě a mnoho jich ji přijalo jako součást ústavního pořádku: „*Všichni lidé rodí se svobodní a sobě rovni co do důstojnosti a práv [...]*“ (“Všeobecná deklarace lidských práv,” 1948, s. 1).

2 „[...] koncept rovnosti na určité úrovni – vnímané jako podstatná – je prvek, kterému není při budování politické nebo etické teorie společenského uspořádání možné se vyhnout. Z pragmatického hlediska je také dobré si uvědomit, že nestrannost a koncept rovnosti, v té či oné podobě, poskytují společné východisko pro všechny obhajitelné a argumentačně podložené etické a politické teorie v této oblasti.“ (Sen, 1995, s. 18)

3 Ambicí této práce není analýza světové geopolitické situace, předpokládejme proto, že se jedná v současné době o převládající pojetí člověka a jeho místa ve společnosti.

Environmentální spravedlnost

Podle takového výkladu vzniká nerovnost mezi lidmi až druhotně na základě společenského uspořádání. Jedním z dokladů má být i skutečnost, že společnost od společnosti jsou „ospravedlnitelné“ rozdíly mezi jednotlivci přijímány různě, a to nejen v míře nerovnosti, ale i co do oblastí, ve kterých se nerovnost projevuje. Dopady těchto rozdílů můžeme pozorovat mimo jiné v rozdílné míře zdanění, množství nebo třeba rozsahu státem poskytovaných služeb, systému sociálního zabezpečení a podobně. Přijatelné rozdíly mezi lidmi (tzv. relativní nerovnost) mohou být způsobeny kombinací společenského nastavení, osobní aktivity toho kterého jedince, vzdělání, zděděných prostředků, ale ne barvou pleti, pohlavím, osobním přesvědčením nebo náboženským vyznáním.

Přístup vycházející z apriorní rovnosti však má i své kritiky. V kontrastu s ním buduje Sen (1995) svoji argumentaci naopak na lidské diverzitě. „Lidské bytosti jsou vesměs rozdílné. Nelišíme se navzájem pouze ve vnějších charakteristikách (např. zděděný majetek nebo sociální a fyzické prostředí, ve kterém žijeme), lišíme se také v našich osobních charakteristikách (např. věk, pohlaví, náchylnost k nemocím, fyzické a psychické schopnosti). Posuzování rovnosti musí brát na tuto lidskou různorodost ohled.“ (Sen, 1995, s. 1) Přílišný důraz na stejnost by podle něj mohl vést k přehlížení rozdílů mezi lidmi a jejich potřebami, a mohl by tak nerovnost zhoršením pozice znevýhodněných skupin naopak prohlubovat.

I když je v centru bádání v oblasti nerovnosti obvykle jedinec či určitá společenská skupina, má nerovnost dopad i na společnost jako celek. Sharpe (2003) ukazuje, že nerovnost není významná pouze pro vztahy mezi jednotlivci, ale že je důležitým faktorem i pro prosperitu společnosti jako celku. Dokládá to na příkladu výzkumů kvality zdravotnické péče Organizace spojených národů, které prokázaly, že úroveň zdravotní péče je silněji korelována právě s mírou rovnosti rozdělení (v tomto případě příjmů) ve společnosti než s velikostí HDP na obyvatele. S obdobným tvrzením přichází i výše zmiňovaná *zpráva o měření ekonomické výkonnosti a vývoji společnosti* autorského týmu pod vedením profesora Stiglitze, která vyzdvihuje nerovnost jako průřezové téma, bez kterého by měření vývoje společnosti nedávalo smysl:

„Nerovnosti v různých aspektech lidského života jsou zásadním faktorem pro jakékoliv srovnání kvality života v různých zemích i pro posouzení toho, jak

se úroveň kvality života vyvíjí v čase. Většina oblastí kvality života vyžaduje zvláštní měření nerovnosti, je však také nutné, viz bod 25, vzít v potaz jejich propojení a korelace. Předmětem zkoumání by měla být nerovnost v kvalitě života mezi jednotlivci, socio-ekonomickými skupinami, gendery a věkovými skupinami. Zvláštní pozornost by pak měla být věnována nerovnostem, které se objevily v poslední době jako například nerovnosti spojené s migrací. “ (Stiglitz et al., 2008, s. 15)

Tato práce se věnuje výzkumu nerovností v oblasti životního prostředí. Jedná se o disciplínu označovanou v anglosaské literatuře (přičemž právě v USA má takové zaměření nejdelší tradici) „environmental justice“ (tedy *environmentální spravedlnost*) spíše než environmentální nerovnost. Takové označení je patrně spojeno s okolnostmi vzniku této disciplíny, která se od sedmdesátých let dvacátého století formovala řadou výzkumů distribuce rizik v životním prostředí v reakci na nespokojenost etnických menšin v USA s budováním zařízení pro nakládání s nebezpečným odpadem v jejich sousedství (podrobněji se bude tato práce věnovat okolnostem vzniku zájmu o environmentální spravedlnost později). Od samého počátku tak studie na toto téma nesly silný normativní náboj a snažily se buď poukázat na nerovnoměrné rozložení rizik ve společnosti, nebo naopak toto tvrzení vyvrátit.

I když rovnost a spravedlnost nelze jednoduše zaměňovat, environmentální literatura často vztah mezi nimi neřeší vůbec nebo jen okrajově. Pojem spravedlnosti je však o mnoho širší – je to právě téma *spravedlivého* rozdělení benefitů (a rizik) ve společnosti, které bylo, je a pravděpodobně i bude předmětem intenzivní společenské diskuze. Rovnost je často vnímána jako jeden ze stavebních prvků spravedlnosti. Už na začátku této kapitoly byl například uveden přístup Amartyi Sena, podle kterého je rovnost prvkem, bez kterého není možné konzistentním způsobem ospravedlnit společenské zřízení (1995). I teorie zdánlivě napadající obhajobu rovnosti podle něj na rovnosti vesměs staví, jen v jiném *prostoru*⁴. Otázka zda se rovností zabývat či ne pro něj proto není prvořadá a zaměřuje se především na problém volby mezi různými *prostory*. Taková volba může poskytovat užitečný úhel pohledu na debatu o spravedlnosti a jejích souvislostech s tématem environmentální spravedlnosti / rovnosti. Představme si proto některé z přístupů:

4 Kritici vysoké míry sociální solidarity (tedy snahy o snížení nerovnosti například v oblasti příjmů) akcentují, ať už vědomě či nevědomě, rovnosti v oblasti svobod.

Environmentální spravedlnost

První klade důraz na maximalizaci užítku ve společnosti. Pokud pro zasazení do kontextu této práce přiblížíme užitek jako subjektivně vnímanou kvalitu života jednotlivce, dělí se subjektivní vnímání ještě na spokojenost s vlastním životem (z dlouhodobého pohledu), emocionální stav (většinou krátkodobější proměnná) a nepřítomnost negativních pocitů (Stiglitz et al., 2008). Podstatné však je, že cílem je takové rozdělení statků ve společnosti, které povede k maximalizaci součtu užítku všech členů společnosti. Nejde tedy o rovnoměrnou distribuci, princip spravedlnosti je zde přítomen v podobě rovnosti váhy užítku jednotlivých členů společnosti – tedy v tom, že užitek jednoho nesmí znamenat více než stejný užitek jiného.

Podle Johna Rawlse (1999), jedné z vůdčích osobností studia nerovnosti a spravedlnosti, není takový přístup dostatečný. Podkopává podle něj pozici jednotlivce nebo menšiny a je v přímém rozporu se společenským odmítnutím absolutní nerovnosti. Umožňuje totiž ospravedlnit omezení jedince na jeho základních právech, pokud by to znamenalo větší souhrnný užitek pro zbytek společnosti. Navíc, kritérium maximalizace celkového užítku je podle Rawlse pouze otázkou efektivity distribuce a ne otázkou spravedlnosti. Stejně míry celkového užítku je možné dosáhnout ve společnostech s diametrálně rozdílnou distribucí benefitů a rizik, mezi kterými by byl kritizovaný přístup indiferentní (přístup maximalizace užítku by tak například nerozlišoval mezi stavem, ve kterém všichni členové společnosti dosahují přibližně stejného užítku a situací, ve které výrazná většina dosahuje pouze velice malého užítku a malá skupinka je na tom výrazně lépe – pokud by tedy byl součet užítku totožný).

Rawls proto přichází se svým konceptem toho, co je z hlediska distribuce vzácných statků podstatné: „Za prvé, každý člověk působící v instituci, nebo touto institucí ovlivněný, má právo na takovou míru svobody, kterou mohou požívat i všichni ostatní. A za druhé, nerovnosti, které jsou buď přímým následkem institucionálního nastavení, nebo jsou jím podporovány, jsou přípustné pouze pokud je dobrý důvod se domnívat, že povedou k prospěchu všech a že společenské postavení nebo funkce, se kterými jsou spojeny, jsou v principu dostupné všem.“ (Rawls, 1999)

Aby bylo dosaženo spravedlivé distribuce, musí být podle prvního principu pro každého jedince zajištěno základní minimum (potřeby, práva a svobody). Druhý princip však tak zřejmý být nemusí a zaslouží o něco podrobnější vysvětlení. Rawls předpokládá,

že k pozici každého jednotlivce je možné přiřadit určité očekávání vyhlídek na kvalitu jeho života (například příjem nebo bohatství, v kontextu této práce je možné představit si například i míru znečištění životního prostředí) a že nerovnosti zapříčiněné sociální strukturou – tedy například třídními rozdíly – jsou ospravedlnitelné pouze pokud zlepšují vyhlídky pro jednoho každého člena společnosti. Nabízí se samozřejmě otázka, oproti jakému stavu by měly být vyhlídky všech jednotlivců porovnávány. Pokud bychom totiž vzali jako referenční stav společnost s extrémní mírou nerovnosti (například nevolnictví), jen těžko bychom mohli tvrdit, že kdyby všichni její členové dosáhli malého zlepšení, dosáhli bychom žádoucí, tj. *spravedlivé*, společnosti. Rawls proto veškerá historická srovnání zavrhuje a stanovuje jako referenční bod životní očekávání nejméně privilegovaného člena. Relativně lepší životní očekávání pro určitou skupinu ve společnosti je podle druhého principu ospravedlnitelné pouze tehdy, pokud přináší lepší očekávání i pro toho nejhůře postaveného. Pokud je tedy dosaženo spravedlivé distribuce, není možné omezit výchozí výhody privilegované skupiny, aniž bychom zároveň nesnížili životní očekávání pro nejvíce znevýhodněné.

Sen jde v kritice přístupu maximalizace užítku ještě dále. Jedna z jeho největších výhrad je založena na tom, že užitek je charakterizován skrze individuální uspokojení, naplnění touhy nebo pocitu osobního štěstí. To však, jak tvrdí Sen, je silně ovlivněno subjektivním vnímáním možného. Aby mohl přístup sledující celkový užitek ve společnosti popisovat rovnost a nerovnost životních možností a podmínek pro jednotlivé členy (a právě možnosti jsou v centru Senova zájmu), nesměli by znevýhodnění lidé dosahovat prakticky žádného naplnění, žádné spokojenosti a museli by trpět těžkými depresiemi. Lidé však svá očekávání a touhy přizpůsobují podmínkám a tomu, co se jim zdá „realistické“. Přístup založený na dosaženém užítku tedy má tendenci systémové nerovnosti opomíjet – a čím hlouběji je nerovnost ve společnosti zakořeněná, tím méně se do celkové sumy užiteků promítne.

Rawls udělal podle Sena první krok správným směrem, když přesunul pozornost od dosažených užiteků k prostředkům, které k dosahování užiteků slouží. Navrhuje však jít ještě dál a předkládá teoretické zaměření na *možnosti*⁵ (capabilities), jejichž vztah k míře dosaženého užítku je následující: každý člověk disponuje určitými funkcionalitami, díky kterým může dosahovat užítku. *Možnost* je pak množinou různých kombinací dostupných

5 Bývá překládáno jako možnosti, příležitosti nebo svobody.

Environmentální spravedlnost

funkcionalit, mezi kterými je možné volit (Sen toto ilustruje na podobnosti k množině možných způsobů kombinace statků, které si můžeme s určitým rozpočtovým omezením dovolit).

Možnost volby není v tomto přístupu pouze nástrojem k dosahování co možná nejvyšší úrovně užitku – představuje hodnotu sama o sobě. Možnost výběru může podle Sena zcela zásadně ovlivnit lidský prožitek. Jen málo kdo by patrně nesouhlasil s tím, že držení půstu (otázka osobní volby) se co do prožitku podstatně liší od hladovění nebo že uvědomělá skromnost má na člověka jiný dopad než chudoba a nemožnost dosažení vyšší spotřeby. Se zachováním stejné dostupnosti zdrojů může možnost volby přispět k barevnějšímu či plnějšímu prožívání života.

Co z toho vyplývá pro studium environmentální spravedlnosti / nerovnosti? Prvním důležitým poznatkem je, že výběru *prostoru* akcentování rovnosti není možné se vyhnout, a je proto třeba věnovat mu adekvátní pozornost. Dalším důležitým zjištěním je, že rovnost distribuce statků (či benefitů a rizik) nemusí být žádoucím stavem, i když představuje důležitý základ pro další analýzu (pro zhodnocení *možností* v Senově pojetí jsou informace o distribuci samozřejmě potřebné). Existují ještě další přístupy ke spravedlnosti, které pro oblast životního prostředí shrnuje Schlosberg (2007) a které zahrnují možnost participace na procesech ve společnosti nebo uznání (recognition), které členové společnosti požívají. Jejich propojení s distributivním pojetím spravedlnosti je však pouze okrajové, a jsou proto tématu této práce příliš vzdáleny.

3) Environmentální spravedlnost

Už minulá kapitola poukázala na to, že výzkumy distribuce se nemusí zaměřovat pouze na příjem či bohatství a že prostor pro výzkum distribuce je daleko širší. Studie nerovnosti se objevují ve zdravotnictví, vzdělání, politické angažovanosti, ale i v oblasti životního prostředí. Pro posledně jmenovaný okruh témat se v anglosaské literatuře vžil souhrnný název *environmental justice*, tedy environmentální spravedlnost. Proč? Jak jsme již viděli, patrně největší vliv na formování této disciplíny měly okolnosti spojené s výzkumem umístění skládek či spaloven nebezpečného odpadu a dalších zdraví škodlivých provozů v sousedství etnických minorit v USA. Od samého začátku tedy šlo směřování společenské debaty k problémům nespravedlivě nerovnoměrného rozložení rizik.

3.1) Počátky studia environmentální spravedlnosti

Zájem o rozložení environmentálních rizik ve společnosti se objevil poprvé v sedmdesátých letech dvacátého století ve Spojených státech amerických. Environmentální hnutí v té době již bylo poměrně dobře etablované a zaměřovalo se zejména na obecná politická témata, ochranu přírody, environmentální estetiku a obecně osvětové aktivity jako například Den Země (Bryant, 2003). Daleko méně pozornosti bylo tehdy zaměřeno na kvalitu životního prostředí ve městech a v oblastech s těžkým průmyslem. Navíc, mezi černošskými aktivisty v oblasti sociálních práv dlouhou dobu důraz na kvalitu životního prostředí chyběl, a když už se nějaký místní odpor proti některému ze špinavých provozů objevil, častou a úspěšnou protiargumentací byla potřeba tvorby nových pracovních míst (Bullard, 1990).

Kauzou, která jako první vzbudila pozornost odborné veřejnosti, byl případ skládky nebezpečného dopadu v okrese Warren v Severní Karolíně. Firma Ward Transformer Company se v roce 1978 nelegálně zbavila více než 100 000 litrů olejů kontaminovaných toxickými PCB (US EPA, bez data) tak, že je vylila kolem silnic ve více než 14 okresech, a kontaminovala tak zeminu na 280 kilometrech. Guvernér Severní Karolíny stál před problémem jak s kontaminovanou zeminou naložit. Možnost svézt zeminu na poměrně vzdálenou skládku chemického odpadu se ukázala jako příliš nákladná a toxický materiál se proto guvernér v roce 1982 rozhodl uložit v okrese Warren, chudé a zemědělské oblasti. „A froameričané tvořili 63,7 procenta populace okresu v porovnání se 24,2 procenty

Environmentální spravedlnost

populace v celém státě. Průměrný roční příjem na obyvatele činil v tomto okrese 6 984 USD oproti 9 283 průměru státu, v pořadí mediánového příjmu byl v rámci státu okres na 99. místě ze 100.“ (Bullard, 1990)

Když se o plánech státní administrativy obyvatelé dozvěděli, rozhodli se vzniku skládky zabránit. Zorganizovali blokádu vytipované lokality a protest během poměrně krátké doby přilákal pozornost aktivistů z celých Spojených států. „Díky účasti mnoha prominentních osobností byla demonstrace skoro jako příručka *Kdo je kdo* pro oblasti občanských práv“ (Bryant, 2003, s. 7). I přes tuhý odpor (více než 500 lidí bylo při blokádě zatčeno) se nakonec nepodařilo vybudování skládky zabránit, nenásilné protesty však vyvolaly vlnu zájmu o otázku životního prostředí etnických menšin. Protestů se účastnili i dva kongresmani, kteří iniciovali studii U.S. GAO (U.S. Government Accountability Office) analyzující umístění velkých zařízení na likvidaci nebezpečného odpadu v osmi státech na jihovýchodě USA (U.S. GAO, 1983). Podle zjištění studie byly tři ze čtyř provozů umístěny v oblastech, kde afroameričané tvořili nadpoloviční většinu obyvatel a kde 26% z nich žilo s příjmem pod hranicí chudoby.

I přes poměrně jasné závěry studie nastal zlom ve vnímání problému až po roce 1987, když Komise pro rasovou spravedlnost (Commission for Racial Justice) vypracovala podobnou studii pro celé území USA, jejímž hlavním závěrem bylo, že „Rasa je nejvýznamnější proměnnou ze všech testovaných ve vztahu k umístění komerčních provozů pro nakládání s nebezpečnými odpady. Tento trend byl potvrzen v na celém území USA“⁶ (*Toxic Waste and Race in the United States*, 1987, s. xiii). I když byla později zpochybněna vypovídací hodnota použité metodiky tohoto výzkumu (podrobněji v příští kapitole), začal být problém rasové diskriminace související se stavem životního prostředí silným politickým tématem. Debata vyústila v to, že v roce 1992 byl z iniciativy Ala Gorea a Johna Lewise přijat federální zákon o Environmentální spravedlnosti a EPA (Environmental Protection Agency) ustavila ve své struktuře pro environmentální spravedlnost zvláštní pracoviště.

6 Mezi dalšími nálezy zprávy je mimo jiné také to, že „Komunity s největším počtem komerčních zařízení pro nakládání s nebezpečnými odpady měly nejvyšší podíl obyvatel patřících k některé z etnických minorit. V komunitách se dvěma nebo více zařízeními nebo tam, kde byla umístěna jedna z pěti největších skládek USA, dosahoval průměrný podíl příslušníků etnických menšin více než trojnásobku průměru komunit bez takového zařízení (36 % oproti 12%)“ a „I když je socio-ekonomický status vyhodnocen jako důležitý faktor pro umístění provozů pro nakládání s nebezpečným odpadem, rasa (která byla pro účely tohoto výzkumu vymezena jako procento populace patřící k některé z etnických menšin) se ukázala jako významnější. To se nezměnilo ani v případě, že bylo srovnání upraveno urbánními a regionálními rozdíly.“

Cílem tohoto exkurzu bylo přiblížit okolnosti vzniku zájmu o studium environmentální spravedlnosti. I když se její pojetí postupem času rozšířilo, původní náboj, tedy snahu o popsání stavu bezpráví a o obranu určité části obyvatel, v ní stále do určité míry zůstává. Výzkum samotný vznikl na společenskou objednávku a hrál zásadní úlohu v politické debatě v USA tím, že poskytl argumenty lidem bojujícím za rovnou právní ochranu pro prostředí, ve kterém žili.

3.2) Studium environmentální spravedlnosti v Evropě

V Evropě se problému environmentální spravedlnosti / nerovnosti dostalo pozornosti až mnohem později: „Na evropské úrovni bylo zatím v oblasti výzkumu distribuce environmentálních dopadů provedeno jen omezené množství práce.“ (Laurent, Eloi, 2010; Pye, Skinner, Meyer-Ohlendorf, Leipprand, & Salmons, 2008, s. 14) Problém sice z různých úhlů pohledu popisovaly výzkumy zaměřené na sociální vyloučení, popřípadě chudobu, zdravotní dopady znečištění životního prostředí a vývoje životního prostředí obecně. Byla však jen malá nebo žádná snaha jejich závěry propojovat. (Pye et al., 2008).

První studie ve Velké Británii z konce devadesátých let dvacátého století byly brzy následovány v Německu, Nizozemí a dalších zemích. Ukazuje se, že oproti USA evropské studie vesměs nekladou důraz především na nerovné vystavení rizikům plynoucích ze znečištění životního prostředí v závislosti na etnické příslušnosti, ale spíše se zaměřují na vztah kvality životního prostředí a příjmů, respektive chudoby.

Evropský přístup k environmentální spravedlnosti je specifický i co do společensko-institucionálního zastřešení. Viděli jsme, že výzkum v této oblasti byl v USA iniciován silným občanským hnutím s tím, že řada organizací se tomuto tématu věnuje dodnes. Schlosberg (2007) ve své analýze dochází k závěru, že i když se i jinde ve světě začala občanská společnost tématem environmentální spravedlnosti zabývat, nedošlo k vytvoření svébytného hnutí – téma do své agendy začlenila již existující environmentální, lidskoprávní či rozvojová uskupení (viz například Bullock, Stephens, & Scott, 2001). To ještě více přispívá k pluralitě přístupů a rozšiřuje vymezení výzkumného problému.

V posledních letech mimo jiné i díky většímu důrazu na užší propojení evropských aktivit související s debatou o budoucí podobě kohezní politiky EU věnuje Evropská komise tématu environmentální spravedlnost větší pozornost. Komise se snaží rozpracovat pojetí

Environmentální spravedlnost

environmentální spravedlnosti tak, aby byly především minimalizovány nerovnoměrné dopady stávajících a budoucích politik souvisejících s životním prostředím či zdravím obyvatel⁷. Zatím patrně nejucelenějším dokumentem je zpráva (Pye et al., 2008), zaměřující se primárně na sociální dopady environmentálních (a jiných) politik. Podobný přístup, tedy zkoumání dopadů environmentálních politik, nalezneme i ve zprávě *Environment and distributional issues: analysis, evidence and policy implications (OECD Organisation for Economic Co-operation and Development, 2004)*.

3.3) Koncept environmentální spravedlnosti / rovnosti

Předešlá pasáž se věnovala vzniku zájmu o problémy spojené s environmentální rovností a spravedlností a, jak jsme viděli, silný vliv na formování obou konceptů měla a mají rozličná environmentální a sociální hnutí, pro která je podstatná především praktická využitelnost. Interpretace významu pojmů či jejich jasná definice je pro ně často až druhotná. Hledají způsob, jak srozumitelně komunikovat společenské problémy a jasné rozdělení pojmů „rovnost“ a „spravedlnost“ pro ně nemusí mít valný smysl. Tato práce se přesto snaží ukázat, že se jedná o dvě odlišené oblasti zájmu, nebo *prostory*, jak je nazývá Sen. Pojem environmentální spravedlnosti je širší a v mnoha pojetích v sobě pojem environmentální rovnosti zahrnuje.

Pokusů o definici environmentální rovnosti či environmentální spravedlnosti je v odborné literatuře možné najít mnoho. Často však bohužel platí, že co autor, to důraz na jiný aspekt zkoumané problematiky, a tedy i více či méně odlišná definice. Při podrobnější rešerši však vyjde najevo, že je možné teoretické přístupy rozdělit do několika základních směrů (například to, jestli se od sebe koncepty spravedlnosti a rovnosti odlišují či nikoliv). Následující pasáž si klade za cíl převažující směry shrnout a vymezit. Díky malé ukotvenosti konceptů a poměrně bohaté (zejména u USA) zásobě studií by bylo odvážné považovat výčet za vyčerpávající, měl by však být dostatečný pro poskytnutí vhledu do rozdílů mezi přístupy a měl by pomoci při následné aplikaci a přípravě dalšího bádání v oblasti environmentální spravedlnosti.

Jako první si představme koncept rozpracovaný Bryantem (2003), představený v textu o vývoji hnutí za environmentální spravedlnost. Vychází z předpokladu, že v oblasti práva

⁷ Příznačné je, že otázky související s environmentální spravedlností nemá v kompetenci komisař pro životní prostředí, ale komisař pro zaměstnanost, sociální věci a sociální začlenění.

jsou si všichni rovni a na všechny by se tedy měla stejnou měrou vztahovat i legislativa a normy znečištění v oblasti životního prostředí. Prokázání nerovnosti by pak podle něj znamenalo chybu ve fungování systému, aniž by bylo nutné zabývat se tím, jaká úroveň nerovnosti je akceptovatelná a jaká už ne. Environmentální rovnost proto poměrně jednoduše definuje jako něco, co „odkazuje k rovné ochraně environmentální legislativou.“ (Bryant, 2003, s. 3)

V kontrastu s poměrně jasným a stručným vymezením rovnosti je naopak environmentální spravedlnost v Bryantově pojetí ideálem, kterého by ve společnosti mělo být dosaženo pro všechny její členy. Za motivaci k rozšíření základního konceptu environmentální rovnosti můžeme vidět argumenty podobné námitkám vůči čistě distributivnímu přístupu ke spravedlnosti, tedy přesvědčení o nedostatečnosti distributivního konceptu pro vysvětlení okolností vedoucích k nerovnosti a přílišné orientaci na konečný stav.

„Environmentální spravedlnost [...] se odkazuje k takovým kulturním normám a hodnotám, pravidlům, regulaci, způsobům chování, politikám a rozhodnutím, která podporují udržitelná společenství. Lidé v takových společenstvích mohou žít s důvěrou v to, že jejich prostředí je bezpečné, naplňuje jejich základní potřeby a je produktivní.“ (Bryant, 2003, s. 4)

Takový koncept je velice široký a už na první pohled má přesahy i do jiných oblastí lidského společenského života, než jak je obvykle vymežována oblast životního prostředí. Bryant sice vypočítává konkrétní normy a procesy, které podle něj vedou k obecně vymezené „podpoře udržitelné společnosti“, nicméně pokud bychom je ve snaze o úplnost definice měli opravdu všechny zahrnout pod pojem environmentální spravedlnosti, patrně by nám nezbylo než rezignovat na její vyhodnocení. Mohli bychom zkoumat *pouze* jednotlivé aspekty, respektive *prostory*, environmentální nerovnosti.

Podívejme se na definici, která se environmentální spravedlnost snaží vymezit úžeji. Oficiální definice EPA⁸ například v termínu *Environmental justice* kombinuje jak rovnost před právem a nárok na stejnou míru ochrany bez ohledu na rasu, původ nebo bohatství, tak i důraz na zapojení lidí do rozhodování o prostředí ve kterém žijí:

„Environmentální spravedlnost je spravedlivé zacházení a smysluplné zapojení všech lidí bez ohledu na jejich rasu, barvu pleti, národnost nebo příjem

8 Environmental Protection Agency (federální agentura USA).

Environmentální spravedlnost

do tvorby, implementace a prosazování legislativy, regulačních opatření a politik v oblasti životního prostředí. O to EPA usiluje pro všechny členy společnosti i pro všechny komunity. Cíle bude dosaženo, až všichni budou požívat stejnou míru ochrany před environmentálními a zdravotními riziky a budou mít rovný přístup k rozhodovacím procesům vedoucím k zdravému životnímu prostředí, kde žijí, studují a pracují.“ (US EPA, bez data)

V této definici nalezneme jak pojem environmentální rovnosti, tak pojem spravedlnosti, i když jejich rozdělení je v definici přítomno pouze implicitně. Na první pohled se jedná o konkrétněji zaměřené pojetí a patrně není náhodou, že vznikla pro účely dalšího použití v procesech státní správy a byla tedy formována tak, aby mohla sloužit jako výchozí bod pro tvorbu politik. Za povšimnutí stojí fakt, že definice explicitně stanoví i ideální cílový stav – ve kterém všichni budou požívat rovné ochrany zdraví a prostředí, ve kterém žijí. Podobně jako Bryant vymezuje EPA nerovnost zejména jako ochranu před rizikem, a nevěnuje se tedy rovnosti v čerpání užítku z benefitů ekosystémových služeb a dalších pozitivních vlivů čistého a zdravého životního prostředí. Implicitní vyjádření environmentální spravedlnosti, jak ho můžeme nalézt v této definici, pak obsahuje environmentální rovnost jako předpoklad a rozšiřuje ji, podobně jako Bryant, o procesy ve společnosti. V pojetí EPA i Bryanta tedy není možné spravedlnost vymezit a popsat jako stav, ale je, minimálně z části, spíše procesem.

Poměrně odlišný koncept nalezneme u Whita (2003, s. 111). Navazuje na Harolda Lasswella, který se zabýval politikou a vymezil ji jako proces rozhodující o tom, *kdo dostane co, kdy a jak*. White tvrdí, že se jedná o zajímavý úhel pohledu, který může být užitečný i pro vymezení environmentální spravedlnosti. V jeho pojetí je environmentální spravedlnost „reakcí na procesy“⁹, které rozhodují o tom: a) kdo bude vystaven environmentálním rizikům, b) jakým rizikům bude vystaven, c) kdy jim bude vystaven, d) kde jim bude vystaven, e) jak lidé a komunity reagují, když jsou environmentálním rizikům vystaveny nebo když jim vystaveny mají být a konečně f) jak ostatní reagují na to, že dotčení jsou nebo mají být vystaveni environmentálním rizikům.

I když spíše než o definici jde o vymezení problému, můžeme v něm najít několik zajímavých postřehů. Za prvé, opět se zaměřuje především na rizika a na procesy a neřeší

⁹ Je otázkou, zda by v tomto konceptu nebylo přesnější vymezení „reakce na výsledek procesů“. Je možné, že se jedná o interpretační nepřesnost vzniklou překladem originálu.

rozdělení možných benefitů (i když Laswellovo vymezení politiky bylo na benefity zaměřené především). Za druhé, objevuje se zde explicitně vztah skupiny zasažené znečištěním a zbytku společnosti. Další zajímavostí je to, že odlišuje stav (například znečištěné ovzduší) a reakci na něj – jak skupiny zasažené, tak nezasazené. Zde se můžeme vrátit k Senově kritice rovnosti založené na užitku, protože pokud by se environmentální spravedlnost odvozovala pouze od vnímání zmíněných skupin, vedlo by to k podcenění systémově zakořeněných nerovností.

Výše zmíněná zpráva o sociálních dopadech politik v oblasti životního prostředí vypracovaná pro Evropskou komisi (Pye et al., 2008) vymezuje environmentální spravedlnost (a zároveň rovnost) takto:

„[Environmentální nerovnost] reflektuje potřebu 1) rovnosti v oblasti kvality životního prostředí a zátěže plynoucí z environmentálních opatření a 2) přístup a zapojení do rozhodovacích procesů, které kvalitu životního prostředí ovlivňují.“ (Pye et al., 2008, s. 8)

S přehlednutím k doposud převládajícímu přístupu Evropské komise (viz výše) nás pravděpodobně nepřekvapí, že bylo pojetí environmentální spravedlnosti rozšířeno o dopady opatření (a politik). Oproti předcházejícím definicím už tato opouští prostor vymezený pouze rizikům a otevírá širší prostor zkoumání zahrnující i rovnost v přístupu k benefitům a službám, které životní prostředí poskytuje.

Zejména na distribuční dopady environmentálních politik se zaměřuje studie OECD *Environment and distributional issues: analysis, evidence and policy implications* (2004). Její autoři se zabývají otázkou distribuce ve třech jimi definovaných oblastech – environmentálních benefitech („goods“), zátěžích životního prostředí („bads“) a s životním prostředím souvisejících službách poskytovaných společnostmi, jako například dodávky pitné vody, odvoz odpadu a podobně („services“). S přímou definicí environmentální rovnosti nebo spravedlnosti se sice ve studii neseškáváme, nicméně její první část se poměrně podrobně věnuje diskuzi teoretických přístupů a vymezení v oblasti distribuce. Vcelku pochopitelně se práce postupně propracuje také k tématu spravedlnosti a její autoři předkládají paletu možných přístupů k tomu, co může být společností za spravedlivé (studie nepoužívá výraz „just“ ale „fair“) považováno:

Environmentální spravedlnost

1. rovnost ve vystavení škodlivinám – přístup, na který jsme narazili u mnoha předešlých autorů;
2. rovnost rizika – přístup, který oproti předešlému zahrnuje fyziologická a další specifika konkrétních jednotlivců;
3. progresivní nerovnost (vzhledem k příjmům) – přístup, při kterém by měl zejména stát pomocí environmentální politiky zvýhodňovat chudší domácnosti;
4. procedurální spravedlnost – přístup, který zdůrazňuje možnost všech domácností vyjádřit adekvátně své preference pro oblast životního prostředí;
5. situační spravedlnost – přístup, který se zaměřuje na to, aby domácnosti požívaly takové kvality životního prostředí, na kterou jsou jejich členové zvyklí;
6. a konečně přístup založený na osobních preferencích, který klade důraz na distribuci kvality životního prostředí tak, aby výsledný stav odpovídal preferencím jednotlivých členů společnosti.

Většinu těchto přístupů OECD je možné přiřadit mezi již dříve zmíněné. První větší skupinu tvoří přístupy zaměřující se na stav životního prostředí v užším slova smyslu, tedy vystavení znečištění či pozitivně vyjádřená kvalita životního prostředí. Zcela jistě bychom do této skupiny mohli zařadit první z přístupů OECD společně s druhým, který první pojetí rozšiřuje o aktuální dopady na jedince (nebo potenciální dopady s ohledem na vlastnosti, zdravotní kondici a třeba i délku vystavení zkoumaného jednotlivce zátěži). Čtvrtý přístup má blízko k důrazu na možnost zapojení lidí do procesů ovlivňujících jejich životní prostředí a poslední, šestý, má blízko k pojetí maximalizace souhrnu osobních užitků (které jsou odvislé od osobních preferencí). Dva přístupy se však vymykají. Přístup progresivní spravedlnosti explicitně propojuje oblast životního prostředí s bohatstvím a patří spíše do oblasti tvorby politik než jako východisko pro zkoumání nerovnosti.

Konečně poslední nejmenovaný, pátý přístup situační spravedlnosti zachovávající status quo, může sice být při tvorbě politik důležitý, jako přístup pro zkoumání nerovnosti je však jeho význam sporný. Jeho striktní naplnění by totiž znamenalo, že výchozí úroveň nerovnosti je společensky žádoucí a že není možné jakkoliv snížit kvalitu životního prostředí jakémukoliv členu ve společnosti jako kompenzaci za sebevětší zvýšení kvality

životního prostředí jiného. Přiřazení konceptu spravedlnosti k současné kvalitě životního prostředí a její distribuci se od přístupů ostatních autorů podstatně liší. Na rozdíl od nich se nesnaží definovat ideální stav, ale bere současnost jako, třebaže nedokonalý, stav společenské shody.

3.4) Shrnutí

Z předcházejících řádků je zřejmé, že na vymezení environmentální spravedlnosti nepanuje shoda, což sice na jednu stranu uvolňuje badatelům v této oblasti ruce k formulaci vlastního přístupu relevantního pro určité konkrétní podmínky, ale na straně druhé to bohužel stěžuje možnosti srovnání závěrů prací různých autorů. Přesto je možné nalézt mezi přístupy řady autorů určité společné jmenovatele. Vědomě nyní vynechme koncepty environmentální spravedlnosti odkazující se na mezigenerační odpovědnost nebo spravedlnost ve vztahu člověka a přírody (například Schlosberg, 2007), protože jejich uchopení není v rozsahu této práce možné.

Nejprve se zaměříme na rozdíl mezi koncepty environmentální rovnosti a environmentální spravedlnosti. Prakticky žádný autor nepřichází s jejich jasným rozlišením a když, tak environmentální rovnost bývá podmnožinou environmentální spravedlnosti. V takovém rozdělení se obvykle rovnost týká stavu buď právní ochrany (ochrany nároku na čisté životní prostředí) nebo stavu životního prostředí a jeho dopadů. Spravedlnost tento koncept rozšiřuje o zapojení se do rozhodovacích procesů, popřípadě o další parametry, související většinou s fungováním společnosti, spíše než s fyzickými parametry prostředí. Často v literatuře objevujeme příklady odkazující na rovnost v určitém konkrétním parametru životního prostředí, například „rovnost ve vystavení NO₂“ nebo „rovnost ve vystavení hlukové zátěži“ (Gordon & Pantazis, 1997; Mitchell & Dorling, 2003), což však překvapivě nemá s obecným vymezením pojmu environmentální rovnost mnoho společného. Termín environmentální spravedlnost či environmentální rovnost slouží spíše pro vymezení oblasti, *prostoru*, nebo pro ohraničení debaty.

Pozdější autoři od rozdělení obou pojmů obvykle upouští a používají je indiferentně s tím, že častěji uvádí termín environmentální spravedlnost. Takový diskurz má své opodstatnění. Zatímco například u rozložení příjmů je rovnost a spravedlnost zdánlivě jasně oddělitelná

Environmentální spravedlnost

(jak už víme, záleží vždy na jaký *prostor* rovnosti klademe důraz), v oblasti životního prostředí je stanovení rovnosti už na první pohled obtížnější. Daleko větší roli v něm hrají individuální potřeby, preference a rozhodnutí jednotlivých členů společnosti (například žít ve městě, kde sice trpí větším znečištěním ovzduší, ale mají přístup k lepším pracovním místům, mají blíže do kin a divadel apod.).

Na základě rešerše relevantních autorů můžeme environmentální spravedlnost vymezit jako *prostor*, který zahrnuje následující oblasti:

- 1. Rovnost v právní ochraně před negativními vlivy životního prostředí.** Tato oblast je poměrně jasně vymežitelná – neznamená nutně stejně kvalitní životní prostředí pro všechny, ale nárok na rovnost před společenskými pravidly v této oblasti (environmentální právo, hygienické limity nebo emisní a imisní limity).
- 2. Dosažení minimálního standardu kvality životního prostředí a společensky přijatelné rozložení benefitů a rizik plynoucích ze stavu prostředí jednotlivých členů společnosti.** Jedná se o širší skupinu přístupů, které se zaměřují na distribuci benefitů či rizik spojených s kvalitou životního prostředí (ať už objektivní či s přihlédnutím k rozdílnému dopadu na různé členy společnosti). Tyto přístupy jdou nad rámec stávajících zákonných norem.
- 3. Dopady, které s sebou nese reakce společnosti na stav životního prostředí.** Do této kategorie spadají přístupy zaměřující se na distribuci dopadů environmentálních politik a opatření, která společnost přijímá jako reakci na problémy spojené s životním prostředím. Tyto dopady mohou být velice různorodé – např. zvýšená nebo snížená daňová zátěž, různá omezení nebo naopak benefity či kompenzace pro určitou část společnosti.
- 4. Rovnost přístupu k možnosti ovlivnit rozhodovací procesy, které mají na životní prostředí vliv.** Kategorie, kam spadá nejen nastavení pravidel pro zapojení do rozhodovacích procesů, ale také reálná možnost obyvatel a společenských skupin do procesů vstupovat. Může zde hrát velkou roli vzdělání, postavení skupiny ve společnosti (status) a míra občanské angažovanosti.

Další parametry konceptu už obvykle jednu z těchto oblastí rozpracovávají pro konkrétní použití. Nebylo tedy dosaženo jasné definice, spíše jen vymezení problému. To však při

šířce a rozsahu zkoumané problematiky není nutně na škodu. Není třeba, aby výzkumy environmentální spravedlnost pokryly všechny zmíněné oblasti, což by pravděpodobně bylo metodologicky velice obtížné, je nicméně dobré pamatovat na fakt, že výzkum věnující se specifickému problému by si měl být vědom svých interpretačních omezení.

Jedním z problémů vyžadujících další bádání zůstává to, jak spojit tyto poměrně nesourodé oblasti, kterými se navíc zabývají různé vědecké disciplíny, dohromady, aby bylo možné vývoj environmentální spravedlnosti měřit a porovnávat v čase i mezi společnostmi navzájem.

4) Měření environmentální nerovnosti

K popisu nerovnosti je možné přistupovat mnoha způsoby a výběr metody může, podobně jako v jiných oblastech, do značné míry ovlivnit závěry či způsobit problémy s jejich nejednoznačností a neporovnatelností. Bohužel, tato úskalí se nevyhnula ani oblasti měření environmentální nerovnosti. Metodické nejasnosti tak čas od času napomáhaly zpochybnění zkoumání environmentální nerovnosti nebo minimálně zpochybnění možné aplikace jejích výsledků do praxe (Davidson, 2003; Mitchell & Dorling, 2003). Pečlivý výběr vhodné metody, podchycení jejích omezení a vymezení podmínek pro platnost závěrů je pro lepší možnosti srovnávání výsledků v čase, mezi oblastmi nerovnosti a nakonec i mezi zkoumanými *prostory* velice důležité.

Než však přijde řada na volbu metody, je nutné podniknout ještě jeden krok – jasně vymežit zkoumaný problém. Jak jsme se totiž přesvědčili v předchozí kapitole, šíře zkoumané problematiky je tak veliká, že bez jasného vymezení problému je jen obtížně možné srovnávat závěry studií zkoumajících na první pohled stejnou či velice podobnou oblast. Takový požadavek je bezesporu možné formulovat i pro další vědecké disciplíny a je jedním ze základních principů vědecké metody. Pro oblast nerovnosti a spravedlnosti je nicméně ještě aktuálnější - někteří autoři totiž poukazují na to, že díky povaze zkoumaného problému jednoznačných výsledků dosáhnout ani nelze:

„Díky povaze vzájemného srovnávání kvality lidského života stejně jako zkoumání nerovnosti by měla být nekompletnost jedním z přiznaných východisek. Přístup, který by dokázal jednoznačně uspořádat úroveň kvality života každého jednotlivce vzhledem ke všem ostatním nebo který by dokázal stanovit jasné pořadí úrovně nerovnosti a neobsahoval by přitom žádnou vnitřní nejednoznačnost, s největší pravděpodobností neodpovídá povaze těchto fenoménů.“ (Sen, 1995, s. 48)

Na problémy se zaměřením výzkumu přitom, i když z jiného úhlu pohledu, poukazuje ve své práci i Davidson:

„[...] pro výzkumníky v oblasti environmentální spravedlnosti je hlavním problémem stanovení výzkumné hypotézy. Hned vzápětí přichází na řadu problémy jako porozumění významu různých výzkumných jednotek

a použitých metod potřebných pro konstrukci neambivalentní výzkumné otázky. Nové metodologické problémy jsou spojené i s tím, že se výzkum environmentální spravedlnosti přesouvá od sledování umístění špinavých provozů k nerovnosti dopadů [na konkrétní jednotlivce].“ (Davidson, 2003, s. 83)

4.1) Vývoj metodického přístupu k měření nerovnosti

Jak již bylo uvedeno, první studie vznikaly v USA a zaměřovaly se na potvrzení či vyvrácení hypotéz o nerovnoměrném umístění zařízení pro nakládání s nebezpečným odpadem, respektive na jejich častější umístění v komunitách, kde vyšší podíl obyvatel tvořili příslušníci etnických menšin – zejména afroameričané. Na tomto poměrně jasně vymezeném problému si můžeme ilustrovat typické potíže se stanovením metody.

Hned po vymezení zkoumaného *prostoru* (k úskalím této volby se vrátíme o něco poději) přichází na řadu nutnost volby v dalších oblastech (OECD Organisation for Economic Cooperation and Development, 2004) – především výběr charakteru zkoumané jednotky a volba časového ohraničení výzkumu.

Už u prvních výzkumů nerovnoměrného umístění špinavých provozů bylo nutné přistoupit na určitý kompromis mezi vypovídací hodnotou závěrů a dostupností dat. Pro kvalitu závěrů by bylo nejlepší provést analýzu na úrovni jedinců, ale to se v praxi ukázalo jen obtížně proveditelné, zejména ve výzkumech zaměřených na celý stát, případně celé území USA. Bylo tak nutné zvolit jednotku, pro kterou bude možné získat obdobná data na celém zkoumaném území. Studie si proto jako referenční jednotku volily obvykle ZIP kód (obdobu našeho PSČ), volební okrsek nebo ne zcela jasně vymezené *sousedství*. Zejména oblasti vymezené kódem ZIP se ukázaly jako příliš rozsáhlé (Davidson, 2003), což v praxi přineslo problémy spojené s přílišným zobecňováním průměrných charakteristik jednotek. Čím větší byla zkoumaná skupina obyvatel, tím větší byla šance, že situace jejích členů je podstatně jiná, než jaký je skupinový průměr. V případě umístění zařízení pro nakládání s nebezpečnými odpady by tak například nemusel podíl obyvatel patřících k etnickým menšinám příliš vypovídat o charakteristikách lidí žijících v bezprostředním okolí provozu. Kompromisním řešením se proto pro většinu výzkumů

Environmentální spravedlnost

staly volební okrsky – zpravidla menší oblasti, pro které byla dostupná relativně podrobná demografická data.

Pro výzkum některých aspektů životního prostředí mají volební okrsky ještě jednu výhodu. Pro výzkum nerovnosti vystavení znečištění ovzduší ve Velké Británii (Mitchell & Dorling, 2003) bylo například vhodné to, že podobně jako v jiných zemích zahrnují britské volební okrsky přibližně stejný počet obyvatel. Městské oblasti, kde se dají předpokládat daleko výraznější rozdíly v kvalitě ovzduší, jsou tak podstatně menší než venkovské, u kterých se dá naopak předpokládat menší kolísání stupně znečištění. Výzkum postavený na srovnání volebních okrsků tak bude citlivější na změny ve znečištění ovzduší v hustě osídlených oblastech, což je možné pokládat za žádoucí. Pro některé typy environmentálních benefitů nebo rizik však může být stejný přístup zcela nevyhovující. To je konec konců příklad i námi sledovaných provozů pro nakládání s nebezpečným odpadem, u kterých se negativní dopady dají očekávat zejména v jejich těsném okolí, jehož ohraničení navíc může záležet na faktorech jako jsou převládající směr větru, dynamika spodních vod nebo trasa používaná pro zavážení odpadů. S rostoucím zájmem výzkumníků došlo v USA k modifikacím používané metody s cílem tyto nedostatky odstranit – podrobit například analýze ne přítomnost provozu ve volebním okrsku, ale jeho vzdálenost od středu okrsku a okrsků bezprostředně přiléhajících, což umožňuje zahrnout do analýzy i dopady sahající přes hranici okrsků (Black & Stewart, 2003). Jiné studie pak navrhly opustit přístup srovnávání přítomnosti zdrojů znečištění či emisí a zaměřit se na imise pro danou lokalitu. V případě dostupnosti dat může takový přístup přinést přesnější odhady dopadu.

O něco dříve jsme záměrně přeskočili otázku, na jaký problém se první studie v USA zaměřovaly. Na první pohled poměrně jasný výzkumný problém umístování provozů pro nakládání s nebezpečným odpadem v oblastech s větším procentem obyvatel náležících k etnickým menšinám při podrobnějším pohledu neříká nic o dopadu na kvalitu života, zdraví nebo spokojenosti každého jednoho jednotlivce. Výzkumy pracovaly s předpokladem, že přítomnost provozu má nebo může mít negativní dopady na zdraví lidí žijících v jeho okolí. Nebere v potaz možné synergické efekty s jinými zátěžemi životního prostředí, vystavení jedinců zátěži¹⁰.

10 Na obyvatele, který tráví celý den v práci mimo znečištěnou oblast bude provoz představovat jiné zdravotní riziko než pro někoho, kdo je znečištění vystaven stále.

Studie OECD (2004) shrnuje diskuzi o relevanci předmětu zkoumání zátěží životního prostředí tím, že jde o kompromis mezi dostupností dat a mírou zjednodušení skutečnosti. Uvádí následující možné přístupy:

- emise určité látky (tento údaj může být ještě pro zpřesnění očištěn o toky, tedy o import a export za hranice zkoumaného systému);
- vystavení škodlivé látce (bere v potaz individuální vystavení na základě například dojíždění do práce, životního stylu apod.)
- celkové riziko (bere v potaz všechny výše zmíněné kroky, které rozšiřuje o data o individuální náchylnosti k té které škodlivině, osobní preference apod.).

I když takový seznam nemá být kompletním výčtem, bylo by dobré rozšířit ho ještě minimálně o zaměření na imisní hodnoty (své místo by mělo patrně mezi očištěnými emisemi a vystavením škodlivé látce – koncept očištěných emisí totiž rozšiřuje o vstupy, ale nepouští se ještě do oblasti individuálních rozdílů a charakteristik).

4.2) Indikátory nerovnosti

Zkoumání vztahů mezi distribucí environmentálních benefitů a rizik a proměnnými jako je etnická příslušnost, bohatství, příjem, gender a další však může jen těžko poskytnout dostatečně jasné a srozumitelné podklady pro společenské rozhodování. Pro měření vývoje společnosti je v současnosti používáno jen omezené množství údajů – převládá růst nebo pokles HDP, vývoj nezaměstnanosti, vzdělanost a několik dalších parametrů v souvislosti s kontextem diskuze. Součástí poměrně živé debaty o lepším nastavení měření vývoje společnosti (tak, aby statistika poskytovala komplexnější podklady pro tvorbu informovaných rozhodnutí) jsou i hlasy poukazující na význam měření distribuce. Pouhé rozšíření současných měření o nové oblasti kvality života (zpráva komise pod vedením profesora Stiglitze vymezuje 8 takových oblastí) by nepřineslo žádný posun do současné dominance statistických dat založených na průměru, které jen velice málo vypovídají o dopadech společenské změny na různé členy společnosti (Stiglitz et al., 2008, s. 13-15) Pokud například růst HDP určité společnosti poroste o 10%, ve statistice běžně používaný ukazatel HDP na obyvatele bude stejný ať už budou benefity tohoto růstu rozděleny mezi 5% lidí s nejvyššími příjmy nebo mezi všechny rovnoměrně. Je proto potřeba v každé z důležitých oblastí měřit i distribuci, respektive její nerovnost.

Environmentální spravedlnost

Při zkoumání nerovnosti je podle zprávy nutné:

1. měřit nerovnost ve všech důležitých oblastech kvality života;
2. sledovat vztahy mezi nerovnostmi, protože oblasti kvality života jsou mezi sebou vzájemně propojené, a protože nerovnosti v různých oblastech mají tendenci se shlukovat dohromady¹¹.

Tyto dva cíle však vyžadují poměrně odlišný přístup a pokud se podíváme na dosavadní bádání v oblasti environmentální spravedlnosti, zjistíme, že drtivá většina studií se věnuje spíše druhému problému – tedy že zkoumá vzájemnou závislost dvou nebo více proměnných (umístění provozů pro nakládání s nebezpečným odpadem v souvislosti s etnickou příslušností obyvatel komunity, míra znečištění ovzduší v závislosti na chudobě a podobně). Soustavná statistická šetření pro prvně zmiňovanou oblast, tedy systematickému sledování vývoje nerovnosti v různých aspektech environmentální nerovnosti či spravedlnosti, jsou zatím spíše výjimkou než pravidlem.

Zatímco při zkoumání vztahu dvou proměnných je pozornost logicky zaměřena na jejich provázanost, při zkoumání obecných trendů vývoje nerovnosti se nabízí použití indikátorů, které jsou v ekonomické teorii používány pro sledování nerovnosti příjmů, bohatství nebo jiných atributů. Jejich úlohou je agregace dat do jednoduše srozumitelného výsledku, který by vypovídal o stavu společnosti, ale zároveň by se s ním dalo jednoduše pracovat. V ideálním případě by měl nabývat podoby jednoho čísla nebo jednoduchého grafického znázornění.

Jako u každého zjednodušení i při sestavení indikátorů dochází k určitému zkreslení údajů a k částečné ztrátě původní informace. Patrně i proto existuje k měření nerovnosti široká škála metodických přístupů a úkolem následujících stránek bude nejpoblárnější způsoby agregace a zobrazení nerovnosti popsat včetně jejich předností a omezení.

Jaký indikátor však vybrat? Jako v mnoha jiných oblastech lidského snažení je i při měření nerovnosti potřené mít jasno v tom, co zamýšlíme zjistit, co máme k dispozici a jaké plány máme pro použití výsledků. To všechno totiž má velice podstatný vliv na správný výběr nástroje. V případě této práce souvisí první oblast s výběrem *prostoru* nerovnosti

¹¹ Specifickou, ale podstatnou oblastí pro výzkum vztahů mezi různými oblastmi nerovnosti, jsou rozhodnutí činěná v nutnosti volit mezi několika možnostmi vědomím omezených zdrojů, těm je však zatím v oblasti životního prostředí věnována jen malá pozornost (OECD Organisation for Economic Co-operation and Development, 2004).

a na výběr metody má vliv spíše nepřímý, projevující se skrze to, že charakteristiky *prostoru* mohou být zásadní pro data, která budou k dispozici. Pokud by bylo například předmětem zájmu subjektivní vnímání smysluplnosti vlastního života, nedá se předpokládat, že by bylo možné získat kardinální data vhodná pro výpočet složitějších indexů nerovnosti, která je možné najít například v případě příjmu, parametrů životního prostředí nebo objížděkové vzdálenosti do zaměstnání. Měřitelnost proměnných však nemusí nutně znamenat, že jsou data pro výzkum k dispozici, a to ne kvůli *přístupu* k datům, ale z hlediska podrobnosti a kompatibility dat navzájem. Zejména pro analýzy vztahů mezi nerovnostmi jsou potřebná data sbíraná za různými účely, a tedy i jiným způsobem a jejich spárování tak, aby byla analýza možná, může představovat nemalý problém. Konečně třetím bodem je zamýšlené použití závěrů a výběr způsobu jejich adekvátní prezentace. Pokud je cílem dlouhodobé vyhodnocení vývojových trendů, jsou pro srovnání úrovní nerovnosti v různých *prostorech* nebo srovnání míry mezi státy, kraji, městy a podobně navzájem vhodnější komplexnější indexy s normalizovanými výsledky na předem dané škále. Na druhou stranu, pokud je cílem pouze jednoduše ilustrovat míru nerovnosti a není ambicí s výsledky pracovat dále, může být vhodně zvolené zobrazení lepší volbou.

Na závěr jen několik terminologických poznámek. Při popisu jednotlivých přístupů k nerovnosti je často nutné odkazovat k předmětu zkoumání, ke zkoumané skupině a k jednotce zkoumání (jednotlivec, domácnost, kraj, stát, etc ...). Protože se tato práce snaží postihnout míry nerovnosti jako takové (bez ohledu na to, co měří), budou v popisu použity obecné výrazy *zkoumaný atribut*, *skupina* či *populace a jednotka*. I když tato označení mohou být částečně zavádějící (například populace v případě použití pro srovnání mezi státy) výklad se jich bude pro srozumitelnost držet. Za jejich výběrem však není záměr jakkoliv omezovat případná použití – na omezení metod bude vždy upozorněno přímo.

4.3) Zobrazení nerovnosti

Pro komunikaci závěrů může často jedno vhodně vybrané vizuální zobrazení fungovat lépe než papír popsaný čísly. Stručný přehled základních způsobů zobrazení zde však má svoje místo i kvůli tomu, že některé typy zobrazení totiž stojí u zrodu složitějších indikátorů.

Environmentální spravedlnost

Prvním poměrně rozšířeným způsobem zobrazení míry nerovnosti je **graf frekvenční distribuce**. Pro jeho zobrazení je nejprve potřeba zvolit intervaly hodnoty zkoumaného atributu a vynést je na ose x . Osa y pak zobrazuje počet zkoumaných jednotek, které se v tom kterém intervalu nacházejí. Na první pohled je tak při zobrazení jasné, jak velký podíl zkoumané populace je k dispozici / je vystaven jaké hladině zkoumaného atributu. Například při zobrazení příjmů tak například bývá jasně vidět protáhlé zakončení grafu skupinami s vysokým příjmem a jen velmi malým počtem členů.

Druhým z často používaných způsobů zobrazení nerovnosti je takzvaný **průvod trpaslíků**¹² (Cowell, 2000). Zkoumané jednotky jsou na ose x seřazeny od jednotky s nejnižší hodnotou zkoumaného atributu až k té nejvyšší a pro každou z těchto jednotek je hodnota y rovna hodnotě atributu (viz graf 5 na straně 68). Podle toho, jak strmý či pozvolný je výsledný graf (pro zcela rovnoměrné rozdělení by byl výsledný graf vodorovný), získáme podrobnější vhled do rovnoměrnosti rozdělení než z grafu frekvenční distribuce. Jednou z nevýhod naopak může být, že v případě velkého rozptylu minimální a maximální hodnoty atributu mohou být drobnější rozdíly těžko rozlišitelné.

Pro zobrazení vývoje nerovnosti v čase využívá Večerník (1998) tzv. **zobrazení kvantil**. Jednotky zkoumané skupiny jsou v něm opět seřazeny podle hodnoty atributu a je odečtena hodnota na určených místech souboru (např pro Q_{25} to bude hodnota ve čtvrtině). Stejně jako u rozsahu R (viz níže) jsou někdy místo přesných hodnot (které vyžadují kompletní znalost hodnot zkoumaného atributu pro všechny členy) z praktických důvodů používány průměry nebo jejich odhady. Osa x představuje vývoj v čase a osa y hodnoty odečtených bodů (kvintilů, decilů, atd ...). Volba skupin je důležitá pro citlivost výsledného zobrazení. Příliš mnoho skupin může uškodit srozumitelnosti zobrazení a příliš málo může zakrýt podstatnou dynamiku uvnitř těchto skupin.

Pro tuto chvíli posledním zobrazením je velice často používaná **Lorenzova křivka** (viz graf 6 na straně 69). Je konstruovaná podobně jako *průvod trpaslíků*, jen se „výška“ každého trpaslíka nerovná jemu odpovídající hodnotě atributu, ale je rovna jemu odpovídající hodnotě atributu plus součtu hodnot atributů všech trpaslíků, kteří šli v průvodu před ním, tedy $y = a(x) + a(x-1)$. Výsledné hodnoty jsou ještě normalizovány na interval 0 a 1, kde 1 představuje součet hodnot atributů všech zkoumaných jednotek – hodnota y je tedy kumulativním podílem jednotky skupiny 0 až y v daném atributu.

¹² V originále a *parade of dwarves*.

Zvláštním stavem je takzvaná **ideální Lorenzova křivka**, která značí absolutní rovnost, tedy stav, kdy všechny jednotky v souboru mají stejnou hodnotu atributu (graf funkce tedy stoupá rovnoměrně od bodu od 0 do 1). Čím větší nerovnost ve společnosti panuje, tím větší je vzdálenost Lorenzovy křivky dané distribuce od tohoto ideálního stavu a koncept vzdálenosti obou křivek je, jak uvidíme později, využíván řadou indexů (ať už v podobě plochy mezi křivkami nebo jejich maximální vzdálenosti). Koncept Lorenzových křivek nám také za určitých okolností umožňuje vzájemně podle nerovnosti řadit různé distribuce. Pokud totiž jedna křivka leží zcela v prostoru mezi jinou a ideální Lorenzovou, můžeme říci, že při takovém stavu distribuce je nerovnost nižší (v případech, kdy se Lorenovy křivky kříží toto říci nemůžeme.).

Samozřejmě je i při konstrukci Lorenzovy křivky možné pracovat se skupinami namísto všech jednotek. Pokud bychom například zkoumanou populaci rozdělili do pěti skupin seřazených vzestupně podle hodnoty zkoumaného atributu, hodnota funkce pro první skupinu Q_1 by byla rovna podílu součtu hodnot atributu všech osob v této skupině a součtu hodnot atributů celého zkoumaného souboru. Hodnota pro druhou skupinu Q_2 by byla rovna Q_1 plus podíl součtu hodnot atributu všech osob ve skupině Q_2 a součtu hodnot zkoumaného atributu celého zkoumaného souboru a tak dále. Velikost skupiny je i u tohoto zobrazení možné stanovit libovolně, čím menší však jsou skupiny, tím přesnější výsledek získáme.

4.4) Měření nerovnosti

Pro větší srozumitelnost popisu jednotlivých indexů nerovnosti může být užitečné nejprve obecně popsat jejich společné charakteristiky¹³. Čtenář tak bude mít možnost jednotlivé přístupy lépe srovnávat. Vyhodnocení charakteristik pro jednotlivé indexy je možné nalézt v tabulce na konci této kapitoly, a při jejich podrobném popisu je tedy možné věnovat se hlavně tomu, co je pro dané indexy specifické.

13 Jako zajímavost je možné uvést tvrzení se kterým přichází Firebaugh (1999), podle kterého pro indexy nerovnosti je možné stanovit společnou rovnici. Indikátory nerovnosti podle něj popisují míru odchýlení od stavu absolutní rovnosti (z toho plyne, že pro absolutní rovnost bude jejich hodnota vždy nulová). Hodnota indexu je vypočítána jako suma odchylek od průměru vážených vždy velikostí skupiny. Pokud bychom však zůstali u pouhé sumy odchylek od průměru, dostali bychom nutně vždy nulový výsledek. Ještě před jejich sečtením je proto na odchylku od průměru použita určitá funkce a právě v této funkci se jednotlivé indikátory liší.

Základní charakteristiky jsou převzaty z práce Franka A. Cowella (2000), rozšířené o typ dat potřebných k výpočtu indexu.

- **Nezávislost na hodnotě zkoumaného atributu** naplňují ty indexy, jejichž hodnota se nezmění, pokud celé populaci změníme atribut ve stejném poměru (například zdvojnásobíme).
- **Nezávislost na velikosti zkoumané populace** naplňují ty indexy, které se nemění v závislosti na počtu jednotek v měřeném souboru. Jako příklad můžeme uvést populaci p , pro kterou existuje výsledná hodnota indexu $x = i(p)$. Pokud by existovala populace p' zcela totožná s populací p a tyto populace bychom sloučili (vnikla by populace $2p$), pak pro index splňující tuto charakteristiku bude platit $x = i(p) = i(2p)$. Jak však podotýká Cowell, není zcela jasné, je-li tato charakteristika žádoucí¹⁴. Většina běžně používaných indexů ji nicméně naplňuje.
- **Možnost dekompozice** – pro indexy naplňující tuto charakteristiku je možné vyjádřit vztah mezi nerovnostmi podskupin a nerovností celku, a to koherentním způsobem. V případě mnoha indexů toto možné není – i u běžně používaných indexů se může například stát to, že nerovnost ve všech podskupinách populace klesne a i tak výsledná hodnota indexu pro celou populaci bude vyšší.
- **Interval výsledných hodnot** – může být důležitý pro srovnávání výsledků navzájem.
- **Princip přesunů** – vztahuje se na to, jak indexy reagují při přesunech hodnot zkoumaného atributu mezi jednotkami v souboru. Princip přesunu ve své slabé podobě podle Cowella vyžaduje, aby při přesunu hodnoty atributu jednotce U_1 (s hodnotu atributu a), od jednotky U_2 s hodnotou atributu $a + d$, kde d je nezáporné, vykázal index pokles nerovnosti ve zkoumané skupině – pokud tedy přesun není větší než $2d$ ¹⁵. V praxi to znamená, že indexy naplňující

14 Jako příklad uvádí situaci, kdy populace p má pouze dvě jednotky a zkoumaný atribut je rozdělen tak, že jedné z jednotek náleží vše a druhé nic. V populaci $2p$ jsou pak dvě jednotky s nulovou hodnotou atributu a dvě jednotky, které si dělí celkový součet rovným dílem. Má být nerovnost v těchto dvou případech totožná?

15 Nerovnost by se měla snížit, pokud bude rozdíl mezi jednotkami menší než byl před přesunem. Hodnota atributu u jednotky U_2 (jednotky s větší výchozí hodnotou) může být ve výsledku i nižší než hodnota atributu jednotky U_1 . Proto je maximální možná hodnota atributu, kterou je možné přesunout, rovna dvojnásobku rozdílu mezi U_1 a U_2 .

koncept přesunů ve slabé podobě by měly být schopny seřadit různé stavy distribuce ve stejném pořadí, jakého bychom dosáhli s pomocí adekvátních Lorenzových křivek. Princip přesunu ve silné podobě znamená, že změna hodnoty indexu při přesunutí určité hodnoty atributu mezi dvěma jednotkami závisí pouze na pozici vzdálenosti hodnot atributů d (ať už jako jejich poměr nebo jako rozdíl hodnot atributů).

- **Konfidenční interval** – aby bylo možné porovnávat změny v hodnotě indexu, je nutné správně stanovit jejich konfidenční interval – interval, který s určitou pravděpodobností vymezí mantinely možné statistické chyby. Pokud se bude změna hodnoty indexu pohybovat uvnitř těchto mantinelů, není možné vyvozovat žádné závěry o změně nerovnosti. Stanovení nejlepších metod výpočtu konfidenčních intervalů (často je používán tzv. bootstrap – metoda, při které jsou postupně zjišťovány výsledné hodnoty indexu pro skupinu, ze které je vynechána vždy jedna nebo více jednotek) pro jednotlivé indexy by však bylo velice komplikované a vyžadovalo by daleko více prostoru než je v této práci k dispozici. Charakteristika indexů klíčová pro interpretaci výsledků proto zůstává jako výzva pro další bádání. Pro účely této práce bude použit velice hrubý odhad konfidenčních intervalů stanovený Cowellem (2000).

4.4.1) Rozsah R

Rozsah R je jednoduchý ukazatel vypočtený odečtením minimální hodnoty ve zkoumané populaci od maximální:

$$R = y_{max} - y_{min}$$

kde y_{max} představuje nejvyšší hodnotu atributu v populaci a y_{min} nejnižší.

Tento jednoduchý výpočet je vhodný pro relativně vyrovnané společnosti, pro které jsou minimální a maximální hodnoty atributu dostupné (jeho výhodou je, že pro výpočet nepotřebujeme znát žádné jiné). Zjištění těchto údajů je však velice často obtížné a je nutné spoléhat na odhady, které mohou výslednou hodnotu značně zkreslit. V praxi se proto často používá modifikace, kde je místo y_{max} a y_{min} použit průměr okrajových intervalů, například 5% jednotek s nejvyšší hodnotu atributu a 5% jednotek s nejnižšími (Cowell, 2000).

Environmentální spravedlnost

Tento princip vytváří prostor pro celou řadu možných modifikací podle potřeby toho kterého výzkumu. Jednoduchou modifikací je například možné se zaměřit na určité části společnosti, stačí namísto y_{\max} a y_{\min} vzít hodnotu částí blíže středu populace a je možné sledovat homogenitu středu zkoumané populace. Dodatečné úpravy a komplikace však mohou částečně otupit hlavní výhodu tohoto přístupu – jeho jednoduchost a rozmístitelnost. Rozsah R ve své základní podobě je vhodný zejména pro mapování stavu společnosti a pro získání vhledu do stavu nerovnosti v různých *prostorech*.

4.4.2) Arbitrární stanovení hranice bohatí / chudí

Dalším jednoduchým způsobem prezentace sociální nerovnosti je stanovení určité hraniční čáry. Jakmile je ve společnosti stanovena hranice chudoby a bohatství (či deprivace v určité oblasti v protikladu s uspokojením určitých potřeb), je možné určit, kolik jednotek společnosti takto stanovenou hranici nedosahuje nebo naopak překračuje. Obvykle se tento přístup aplikuje na graf frekvenčního rozložení, tedy graf, kde na ose x je například příjem a na ose y množství subjektů, které do oné příjmové skupiny patří. Jedná se o velice jednoduchou metodu, která je intuitivní a dobře srozumitelná všem. Mezi její patrně nejrozšířenější populární použití patří časté seznamy lidí s majetkem nad sto miliónů a další podobná mediálně přitažlivá témata. V praxi ji však, často ve spojení s chudobou, používají národní státy i mezinárodní instituce.

Mohlo by se zdát, že jakkoliv je tato metoda vhodná pro atraktivní prezentaci, není příliš analyticky bohatá. V odborné literatuře však můžeme najít její velice zajímavá a různorodá rozpracování. Tento přístup v sobě totiž skrývá nutnost přiznaně stanovit hranici rozdělující společnost na ty, co dosahují kýženého standardu, a ty co na něj nedosáhnou. V oblasti životního prostředí se takových hranic nabízí poměrně mnoho. Nejčastěji se jedná o zákonem nebo jiným způsobem stanovené standardy – imisní limity znečišťujících látek, vyhlášky o maximální povolené hlukové zátěži nebo obsah dusičnanů ve vodě. V takových případech už není nutné hranici stanovovat – její relevance je zajištěna díky tomu, že se jedná o závěr určitého politického procesu (i když může jít o převzetí expertních výsledků).

V řadě případů však takto jasné určení hranice není k dispozici nebo se nemusí shodovat s tím, co je vnímáno jako „spravedlivé“. Navíc, při diskuzi vymezení nerovnosti

a spravedlnosti už jsme se seznámili s kritikou čistě distributivního přístupu k nerovnosti, který nebere v potaz individuální potřeby jednotlivců a jejich možnost volby.

Zdánlivá slabina této metody – fakt, že výzkumník musí určit či odpozorovat hranici dostatku a nedostatku – však může být prospěšná, protože k tomuto rozhodnutí přitáhne pozornost. V oblasti chudoby najdeme ke stanovení hranice celou řadu přístupů (Gordon & Pantazis, 1997). Jejich vymezení, silné stránky a slabiny mohou sloužit jako inspirace i pro oblast životního prostředí. První skupinou jsou přístupy, které se snaží o nalezení absolutní hranice pro chudobu, aplikovatelnou na různé státy nebo na vývoj jedné země v průběhu času. Světová banka přišla například s konceptem jednoho dolaru na osobu a den, respektive jeho ekvivalentu upraveného na místní podmínky toho kterého státu. V praxi jsou však výsledky tohoto přístupu k vymezení chudoby jen obtížně použitelné pro jiné než nejchudší státy světa (a pro srovnání mezi nimi nejsou nejvhodnější). Hlavní kritikou tohoto přístupu je, že je zaměřen pouze na spotřebu a nezahrnuje dostatečně možnost zapojení jednotlivců do společnosti. Pro měření chudoby přitom sama světová banka tento aspekt vyzdvihuje (World Bank, bez data), indikátor *jeden dolar na den* však reflektuje pouze její první část.

Pro bohatší země bylo každopádně nutné přijít s jiným přístupem. V USA byl jako hranice chudoby stanoven nákupní koš základních potravin a v Evropě pak hranice 40 % (nebo 50 %) mediánového příjmu ve společnosti. Zejména evropský přístup nebere vůbec v úvahu potřeby a zdůvodnění hranice 40 nebo 50 % je, když ne nemožné, tak minimálně problematické. Pro použití uvnitř jednotlivých evropských států je pak často jako hranice stanovena výše životního minima. Ani ta by však z hlediska potenciálu pro srovnání chudoby mezi státy či vývoje chudoby v čase neobstála. Je odvislá od sociální politiky a ekonomické situace státu. Její snížení, čistě politicky motivované nutností rozpočtových úspor, by tak například mohlo znamenat význačné snížení počtu lidí žijících v chudobě, i když by reálný dopad na obyvatele mohl být zcela opačný.

Jak se však metodický problém se stanovením hranice chudoby vztahuje k měření environmentální nerovnosti? Autoři zabývající se chudobou v Británii uskutečnili počátkem devadesátých let dvacátého století výzkum nazvaný *Breadline in Britain*. Jejich cílem bylo stanovit hranici chudoby metodou, která by „[...] našla formy deprivace a vícenásobné deprivace související s širokou škálou materiálních podmínek,

Environmentální spravedlnost

společenských aktivit a zvyklostí v té které zemi [...]“ (Gordon & Pantazis, 1997, s. 56). Za tímto účelem nechali 44 položek zhodnotit reprezentativním vzorkem lidí a vybrány byly ty položky, které většina respondentů zhodnotila jako „základní potřeby, které jsou zároveň dosažitelné“. Lidé, kteří si nemohli dovolit alespoň tři z těchto položek, byli výzkumem označeni jako chudí.

Oproti mnoha jiným přístupům autoři studie *Breadline in Britain* zkonstruovali měření, které je schopné uchopit chudobu na základě vyjádřeného společenského konsenzu a zohlednit nejen spotřebu, ale i zapojení člověka do společnosti. Za předpokladu, že je společnost co do základních potřeb jejích členů a skupin homogenní, má tento přístup hodnoty jak pro zkoumání nerovnosti, tak spravedlnosti. Aplikace takto stanovené hranice „spravedlivého“ rozložení benefitů a rizik v oblasti životního prostředí by mohlo přinést velice zajímavé výsledky. Omezením této metody může být nebezpečí přehlížení systémových nerovností či zatížení, které společnost nevnímá dostatečně intenzivně a přesto může mít významné dopady. V oblasti životního prostředí se může jednat zejména o globální problémy (slábnutí ozónové vrstvy) nebo o problémy spojené se synergickými efekty a vlivy, které se projeví v dlouhodobém horizontu.

4.4.3) Giniho koeficient

Giniho koeficient nabývá hodnot v intervalu mezi 0 (absolutní rovnost) a 1 (absolutní nerovnost). Koeficient je možné graficky znázornit jako plochu ohraničenou Lorenzovou křivkou a tzv. ideální Lorenzovou křivkou, která popisuje stav absolutní rovnosti ve společnosti. Jedná se o relativní ukazatel, jehož výsledná hodnota není závislá na konkrétní hodnotě zkoumaného atributu společnosti ani na velikosti zkoumaného vzorku a je proto hojně používán pro různá srovnání.

Pokud odhadneme průběh grafu Lorenzovy křivky, můžeme index vypočítat takto (Cowell, 2000):

$$G = 1 - 2 \int_0^1 L(X) dx$$

a pro soubor dat pak můžeme použít výpočet:

$$G = \frac{\sum_{i=1}^n i y_i}{\sum_{i=1}^n y_i} - \frac{n+1}{n},$$

kde y_i je hodnota atributu daného prvku.

Díky tomu, že hodnota indexu může nabývat pouze hodnot mezi nulou a jednou, umožňuje srovnávat míry nerovnosti napříč oblastmi a zkoumanými soubory. Díky své relativní jednoduchosti se Giniho koeficient prosadil mezi dnes nejpoužívanější indexy nerovnosti. K jeho konstrukci a použití však existuje řada výhrad.

První se váže k citlivosti na změnu hodnot uvnitř zkoumaného souboru (Cowell, 2000). Při jeho použití a interpretaci dat je často přehlížen fakt, že koeficient je citlivější na změny uprostřed zkoumaného souboru než na jeho okrajích. Proč k tomuto jevu dochází je možné relativně jednoduše pochopit ze zobrazení koeficientu, pokud si uvědomíme, že se jeho hodnota rovná *ploše* sevřené mezi oběma křivkami. Dopad přesunu hodnoty parametru mezi stejně vzdálenými jednotkami bude úměrný vzdálenosti obou křivek v oblasti, kde se jednotky nacházejí.

Jak již bylo řečeno, Giniho koeficient nabývá hodnot mezi jedničkou a nulou, což vypovídá o rovnosti či nerovnosti ve zkoumaném souboru jako celku a to je vhodné pro různá srovnání. Kvůli relativní jednoduchosti dochází při konstrukci indikátoru ke ztrátě informací a jen těžko může výpočet sloužit pro další analýzu. Při případné změně jeho hodnoty se nedozvíme mnoho o tom, co za změnou stálo – respektive v jaké části skupiny ke změnám došlo, a je tedy nutné podrobit data další analýze. Možnosti interpretace výsledné hodnoty jsou díky výpočetnímu postupu částečně předem omezeny.

To v sobě skrývá i úskalí pro zkoumání vnitřně nehomogenních skupin. Například při zkoumání dopadů opatření na různé příjmové skupiny obyvatelstva může snadno dojít k situaci, kdy u spodního příjmového kvantilu sice dojde k celkovému posunu příjmů nahoru, ale tato změna je tažena pouze jednou podskupinou. Gini takové změny může jen obtížně postihnout (Steinbuch, 2007).

4.4.4) Index koncentrace

Index koncentrace se od ostatních indexů nerovnosti částečně odlišuje – popisuje totiž vztah mezi dvěma proměnnými. Odpovídá proto na jinou otázku než ostatní indexy, ne

Environmentální spravedlnost

na rovnoměrnost distribuce určitého atributu, ale na rovnoměrnost distribuce určitého atributu v závislosti na jiném parametru zkoumaného souboru.

Jeho konstrukce se velice podobá Giniho koeficientu. Jak jsme již viděli, Giniho koeficient je založen na Lorenzově křivce, ve které jsou na ose x vyneseny jednotky zkoumaného souboru seřazené vzestupně podle zkoumaného atributu a osa y představuje podíl součtu jednotek od té s nejmenší hodnotou atributu až po jednotku x vůči součtu hodnot zkoumaného atributu všech jednotek.

Index koncentrace je založen na obdobném principu, jen místo Lorenzovy křivky používá křivku koncentrace (*Supplemental Measures of Material Well-Being*, bez data, s. 23). Ta se od Lorenzovy křivky liší v tom, že jednotky zkoumaného souboru řadí na ose x podle jiného atributu než jaký je předmět zkoumání – nejčastěji podle příjmů. Osa y , stejně jako u Lorenzovy křivky, představuje kumulativní podíl z celkového y . Na rozdíl od Giniho koeficientu, který může nabývat hodnot mezi 0 až 1 se výsledky indexu koncentrace pohybují v rozmezí -1 a 1. Záporné hodnoty indikují, že zkoumaný atribut se vykytuje ve větší míře u chudší části zkoumaného souboru (pokud jako atribut pro srovnání použijeme příjem). V grafickém zobrazení se negativní hodnoty projeví tak, že koncentrační křivka prochází nad ideální koncentrační křivkou.

Použití indexu nalezneme například ve výzkumech zaměřených na vlastnictví určitých komodit v závislosti na příjmu domácností (*Supplemental Measures of Material Well-Being*, bez data). Je patrné, že na rozdíl od ostatních složitějších indexů je možné použít data, která nejsou kardinální a mají například binární charakter (vlastní automatickou pračku nebo nevlastní automatickou pračku). V oblasti životního prostředí lze proto index použít například i pro data o překročení imisních limitů, subjektivní vnímání stavu životního prostředí (jak bude ukázáno později) a pro další charakteristiky, pro které by nebylo smysluplné počítat jiné složitější indexy.

4.4.5) Index Robina Hooda (Hooverův index)

Hooverův index je dalším poměrně jednoduchým a snadno použitelným měřením. Častěji používaný název – index Robina Hooda – se vžil díky tomu, že index v podstatě vyjadřuje jakou část součtu hodnot zkoumaného atributu (často jakou část celkového příjmu společnosti), který by bylo nutné přerozdělit, aby bylo dosaženo absolutní rovnosti. Na Lorenzově křivce je možné tuto hodnotu zobrazit jako největší vzdálenost na ose y

mezi Lorenzovou křivkou a ideální Lorenzovou křivkou (na rozdíl o Giniho koeficientu, který je odvozen od plochy mezi nimi).

Tento index je často používán i mimo oblast výzkumu příjmové nerovnosti v různých socioekonomických studiích – u jakéhokoliv souboru, pro který je možné sestavit Lorenzovu křivku, tedy pro soubory, kde existují data pro jednotlivé jednotky společnosti a zároveň je možné vyjádřit sledovanou proměnnou pomocí kardinální proměnné.

Pro výpočet hodnoty indexu je možné použít následující vzorec:

$$H = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \left| \frac{E_i}{E_{total}} - \frac{A_i}{A_{total}} \right| ,$$

P

kde A_i je počet subjektů ve skupině, A_{total} celkový počet subjektů, E_i průměrný příjem ve skupině a E_{total} celkový průměrný příjem.

4.4.6) Theilův index a další indexy inspirované informační teorií

Theil se při tvorbě svého indexu inspiroval informační teorií, která se mimo jiné zabývá „hodnocením“ informace, že ta která událost nastala. Platí, že čím pravděpodobnější událost, tím nižší informace o tom, že nastala (hodnota informace o události, u které jsme si byli zcela jisti, že nastane, opravdu není moc veliká). Pro práci se souborem více nezávislých událostí je vhodné, aby, platilo následující pravidlo:

$$h(p_1 p_2) = h(p_1) + h(p_2) ,$$

kde h je funkcí hodnoty a p je pravděpodobnost události. Tomu odpovídá pouze funkce:

$$h = -\log(p) .$$

Vymezení informační hodnoty pravděpodobnosti událostí je možné dále rozpracovat do popisu míry uspořádanosti systému vyjádřené jedním číslem. Jedná se o vážený součet informačních hodnot souboru všech událostí v systému s tím, že jako váha je použita pravděpodobnost, že daná událost nastane. Takto vypočtená hodnota bude nulová pro zcela uspořádaný systém, tedy pro systém, ve kterém bude jedna událost jistá a ostatní zcela

Environmentální spravedlnost

nemožné. Míra neuspořádanosti, či entropie, pak bude růst spolu s rostoucí neuspořádaností. Vzorec pro její výpočet bude vypadat takto:

$$\text{entropie} = \sum_{i=1}^n p_i h(p_i) = -\sum_{i=1}^n p_i \log(p_i)$$

Theil se nechal informační teorií inspirovat a pro měření nerovnosti navrhl použít stejný přístup – jen událost nahradil jednotkou ve zkoumaném souboru a pravděpodobnost na uskutečnění události podílem hodnoty atributu dané jednotky vůči celkovému součtu hodnot atributu u všech jednotek.

$$s_i = \frac{y_i}{n \bar{y}},$$

kde y_i je hodnota parametru zkoumané jednotky, \bar{y} představuje průměrnou hodnotu parametru ve zkoumaném souboru a n se rovná celkovému počtu jednotek v souboru. Theil tak sestavil následující vzorec pro výpočet indexu nerovnosti:

$$T = \sum_{i=1}^n s_i \log(ns_i) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{\bar{y}} \log\left(\frac{y_i}{\bar{y}}\right).$$

Díky použití logaritmu jsou výsledky více ovlivněny změnami u zkoumaných jednotek s nižšími hodnotami zkoumaného atributu – přesněji řečeno, index zohledňuje přesun hodnoty atributu od jedné jednotky ke druhé na základě relativní vzdálenosti hodnot parametru obou jednotek: „Tak například malý přesun od člověka s podílem příjmu dvě miliontiny k člověku s jednou miliontinou celkového koláče má stejný efekt, jako přesun od člověka s osmi miliontinami k člověku se čtyřmi miliontinami.“ (Cowell, 2000, s. 67). A nejen to, díky konstrukci indexu můžeme říci, že pokud přesouváme mezi různými páry jednotek určitou hodnotu zkoumaného atributu, je změna výsledné hodnoty indexu závislá pouze na poměru hodnot zkoumaného atributu u daných jednotek. Cowell tuto vlastnost považuje za velice podstatnou a, jak uvidíme později, je společným znakem širší rodiny indexů odvozených od informační teorie.

Z konstrukce indexu vyplývají ještě některé další vlastnosti. Jednou z hlavních nevýhod je jeho problematická použitelnost pro porovnání dvou různých skupin. Pro soubory s absolutní rovností je sice vždy index roven nule, jeho maximální hodnota však záleží na počtu jednotek ve zkoumaném souboru – pro porovnání výsledných hodnot je tak potřeba stejně velká skupina.

Jednou z hlavních výhod Theilova indexu jsou naopak možnosti, které metoda výpočtu nabízí pro hlubší analýzu výsledné hodnoty a její možnou dekompozici. Zkoumanou skupinu je možné rozložit na neomezený počet podskupin, spočítat jejich vnitřní nerovnost pomocí Theilova indexu a součet hodnot indexu pro všechny podskupiny (vážený součet hodnot zkoumaného atributu v podskupině vůči součtu hodnot zkoumaného atributu v celé skupině) se rovná hodnotě Theilova indexu pro celou skupinu:

$$T = \sum_{k=1}^m S_k T_k + \sum_{k=1}^m S_k \log \frac{\bar{x}_k}{\bar{x}} ,$$

kde m je počet podskupin celkového souboru, S_k je podíl součtu hodnoty zkoumaného atributu skupiny vůči součtu hodnot atributu v celém souboru, T_k je Theilův index nerovnosti a \bar{x} je průměrná hodnota atributu.

Tato vlastnost umožňuje mimo jiné podrobit analýze různé podskupiny a identifikovat možné vnitřní nerovnosti jednotlivých částí zkoumaného souboru nebo jednodušší práci s indexy vypočtením indexu nerovnosti pro soubor na několik úrovní naráz (například obce, kraje, stát).

Thielův index není jediným indexem inspirovaným informační teorií, je součástí rodiny velice podobných indexů, které se liší v rozdílném pojetí *konceptu vzdálenosti*. Jak bylo ukázáno při přesunu určité fixní hodnoty atributu mezi libovolnými dvěma jednotkami v souboru, je pro výslednou hodnotu Theilova indexu důležitý výchozí poměr hodnot atributu obou jednotek. To vyplývá z požadavku, kladeného na funkci pravděpodobnosti, podle kterého musí platit, že $h(p_1 p_2) = h(p_1) + h(p_2)$. Jak však uvádí Cowell, není důvod proč na této podmínce trvat a pokud použijeme jinou funkci než $h = -\log(p)$, změní se nám právě jenom přístup ke *konceptu vzdálenosti*. Volit můžeme podle Cowella z rodiny funkcí

$$h(s) = \frac{1-s^\beta}{\beta} ,$$

ve kterém právě pomocí volby β ovlivňujeme specifický přístup ke konceptu vzdálenosti. Nyní je možné odvodit obecný vzorec pro indexy inspirované informační teorií:

$$I_{\beta} = \frac{1}{\beta + \beta^2} \sum_{i=1}^n s_i (s_i^{\beta} - n^{-\beta}) .$$

Dvě hodnoty β jsou zvláště zajímavé. Prvním takovým případem je Theilův index, který získáme přechodem $\beta \rightarrow 0$, a druhým index Herfindahlův s hodnotou $\beta = 1$. V případě přesunu určité hodnoty zkoumaného atributu od jedné jednotky ke druhé pro něj na rozdíl od Theilova indexu není podstatný podíl jejich původních hodnot, ale jejich absolutní rozdíl. β prakticky představuje proměnnou, pomocí které je možné nastavit averzi společnosti k nerovnosti podobně jako tomu je v případě Daltonova a Atkinsonova indexu při zachování ostatních benefitů.

4.4.7) Indexy odvozené od funkce společenského blahobytu

Následující dva indexy (lišící se navzájem pouze v detailech) se od doposud zmíněných v jedné důležité charakteristice liší. Výpočet totiž vyžaduje vědomé nastavení indexu pomocí zvolení hodnoty konstanty \mathcal{E} , která určuje citlivost na přesuny v různých částech zkoumaného souboru. Čím vyšší hodnotu zvolíme, tím větší důraz budeme klást na přesuny mezi jednotkami s nižšími hodnotami zkoumaného atributu a naopak čím menší \mathcal{E} zvolíme, tím větší váhu přisoudíme přesunům mezi jednotkami s vysokou hodnotou zkoumaného atributu. Hodnotu konstanty je nutné stanovit arbitrárně, například s pomocí sociologického šetření.

Tato vlastnost následujících indexů může být použita i k zajímavému testu robustnosti výsledků. Daltonův nebo Atkinsonův index je možné vypočítat pro různé hodnoty \mathcal{E} , a porovnat výsledky. Informace o tom, jak moc se výsledné hodnoty mění v závislosti na našich preferencích, může pomoci v pochopení významu averze k nerovnosti na konečný výsledek.

Daltonův index nerovnosti

Jak již bylo řečeno, jedná se o přiznaně normativní index, pro jehož výpočet je nutné arbitrárně zvolit míru averze společnosti k nerovnosti, tedy míru, která udává rozdíl mezi mezním společenským užitekem přerozdělené jednotky příjmu u chudých a bohatých. Pro různé hodnoty averze společnosti k nerovnosti bude Daltonův index nabývat různých hodnot.

Daltonův index představuje poměr stávajícího společenského užitku a společenského užitku, který by panoval v případě, že by byl příjem v celé společnosti rozdělen rovnoměrně. Ve zela vyrovnané společnosti se tedy Daltonův index bude rovnat nule.

Vzorec pro výpočet tohoto indexu je:

$$D_{\varepsilon} = 1 - \frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [y_i^{1-\varepsilon} - 1]}{\bar{y}^{1-\varepsilon} - 1} ,$$

kde y představuje hodnotou zkoumaného atributu.

Kritika tohoto indexu se zaměřuje na fakt, že hodnota indexu je závislá na výchozí velikosti sociálního užitku. Pokud je ke všem jednotkám užitku přičtena stejná konstanta, Daltonův index se změní (aniž by se však změnilo pořadí jednotlivých sociálních situací hodnocených indexem) (Cowell, 2000). Atkinson proto navrhl upravený index index, který měl tento problém odstranit. Je také normativním indexem odvozeným z funkce společenského užitku. Jeho výhoda oproti Daltonově indexu spočívá právě v tom, že jeho hodnota není ovlivněna celkovou výší součtu zkoumaného atributu ve společnosti. Vzorec pro jeho výpočet je:

$$A_{\varepsilon} = 1 - \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left[\frac{y_i}{\bar{y}} \right]^{1-\varepsilon} \right]^{\frac{1}{1-\varepsilon}} ,$$

kde y představuje opět hodnotou zkoumaného atributu.

Oba indexy dokáží seřadit různé distribuce do stejného pořadí, Atkinsonův index je však díky své konstrukci dokáže seřadit kardinálně, tedy stanovit kolikrát je ta která distribuce rovnoměrnější či nerovnoměrnější (Cowell, 2000).

Kapitolu uzavře shrnutí základních vlastností jednotlivých indikátorů:

Environmentální spravedlnost

Index	nezávislost na hodnotě atributu / velikosti populace	možnost dekompozice	výsledky v intervalu 0 až 1	princip přesunů	konfidenční interval
Gini	ano	ne	ano	slabý	$G\sqrt{\frac{0,8086}{n}}$
Theil	ano	ano	ne	silný	-
Herfindahl	ne	ano	ne	silný	-
Dalton	ne	ano	ano	slabý	-
Atkinson	ano	ano	ano	slabý	-

Tabulka 1: Atributy indexů nerovnosti (zdroj: Cowell, 2000).

5) Distribuce spokojenosti domácností se stavem ŽP

Závěrečná část práce se bude věnovat aplikaci dříve diskutovaných teoretických přístupů na reálná data za Českou republiku. Vzhledem k možnostem této práce půjde o exkurz, jehož účelem je především představit vybrané metody v praxi a poukázat na možné problémy se zpracováním dat, které nemusí být na první pohled zcela zřejmé.

Zpracována budou data z šetření životních podmínek domácností (SILC) za roky 2005 a 2008, který je od roku 2005 pravidelně každý rok prováděn Českým statistickým úřadem¹⁶. Výběr domácností je v tomto výzkumu „založen na náhodném dvoustupňovém výběru pro každý kraj nezávisle tak, aby celkový počet vybraných bytů byl úměrný velikosti jednotlivých krajů. Na prvním stupni byly na základě Registru sčítacích obvodů náhodně vybrány sčítací obvody (dále též SO), ve vybraných sčítacích obvodech bylo následně na druhém stupni vybíráno 10 bytů.“ (ČSÚ, 2007) Jedná se o tzv. rotační panel s dobou obměny 4 roky, což znamená, že každá domácnost je dotazována po čtyři roky a pak je nahrazena jinou – to umožňuje lepší analýzu vývojových trendů. Zkoumaný vzorek byl postupně rozšiřován a v roce 2008 byl zahájen přechod z papírových dotazníků na elektronické (CAPI). V roce 2005 bylo osloveno 7000 domácností a vyšetřenost dosáhla 65% (4351 domácností), v roce 2008 pak bylo osloveno 13591 domácností a při 11294 vyšetřených domácnostech tak bylo dosaženo 83,1% vyšetřenosti. (ČSÚ, 2007, 2009)

Proč právě tato data? Pro relevantní analýzu nerovnosti je ideální analyzovat data, která je možné přiřadit individuálně k jednotkám společnosti. Čím agregovanější data jsou k dispozici na vstupu, tím menší přesnost odhadu nerovností je možné očekávat. Za druhé, v ideálním případě by vstupní data měla obsahovat všechny proměnné / atributy, které jsou předmětem zkoumání. Často tomu tak bohužel není a je nutné skládat dohromady data z několika zdrojů. Problémy pak mohou nastat při párování dostupných dat na co nejnižší možné úrovni. I když jsou tak například k dispozici detailní data o příjmech či výdajích jednotlivých domácností, může se stát, že jiná pro analýzu potřebná data jsou dostupná pouze na úrovni volebních okrsků, obcí nebo jako datová vrstva GIS v určitém rozlišení. Je pak nutné agregovat podrobnější data na odpovídající úroveň (nebo úroveň, která může sloužit pro všechny datové zdroje jako společná).

¹⁶ Analýza dat z výzkumu SILC proběhla pod osobním dohledem vedoucího práce..

Environmentální spravedlnost

Šetření SILC určité, i když relativně omezené, informace o životním prostředí obsahuje. Jedná se o odpovědi respondentů na otázky o stavu okolí jejich bydliště. Respondenti byli dotazováni, zda je v místě jejich bydliště nadměrný hluk a jestli je v okolí špína či jiné závažné problémy životního prostředí. Možnosti odpovědí v obou případech byly pouze ANO nebo NE. K dispozici jsou tedy velice zevrubné informace o tom, jak lidé subjektivně hodnotí své okolí. I s takovými daty je však možné pracovat. Pro pozdější interpretaci je jen dobré držet v patrnosti, že co do výpovědi o environmentální nerovnosti ve společnosti se jedná o typ dat vhodný pro vyhodnocení zejména z pohledu utilitárního přístupu. Jak bylo ukázáno při diskuzi teoretického uchopení nerovnosti, je tento přístup podroben kritice mnoha autorů mimo jiné i kvůli tomu, že dokáže jen velice špatně postihnout strukturální ve společnosti hluboko zakořeněnou nerovnost. Je pravděpodobné, že spokojenost obyvatel s úrovní hluku a se stavem životního prostředí v okolí bydliště může být ovlivněna nejen objektivním vystavením hlukové zátěži nebo čistotou v jejich okolí, ale že souvisí také s faktory jako jsou například zvyk (a vývoj okolí jejich bydliště v čase), osobní preference nebo životní styl.

5.1) Rovnost spokojenosti domácností s úrovní hluku a čistotou v okolí bydliště

Prvním krokem analýzy může být zjištění váženého poměru spokojených a nespokojených domácností a jeho vývoj mezi roky 2005 a 2008. V datech SILC je každé domácnosti přiřazena váha (PKOEF), která umožňuje zobecnit analýzu vyšetřených domácností na celou populaci ČR. Kvůli tomu je při veškeré práci s daty koeficient PKOEF zohlednit.

Z tabulky 2 můžeme vyčíst, že v obou oblastech poměrně jasně převládají spokojené domácnosti. Přílišný hluk přitom vnímá jako problém o něco větší procento domácností než špína. V obou oblastech došlo mezi roky 2005 a 2008 k nárůstu spokojenosti, který je statisticky významný na hladině významnosti 1 %.

	rok 2005	rok 2008	změna
počet vyšetřených domácností	4351	11294	
špína a jiné problémy ŽP			
- počet spokojených	3543	9523	
- podíl spokojených	0,8143	0,8432	3,55%
- vážený podíl spokojených	0,8086	0,8287	2,60%
hluk			
- počet spokojených	3461	9395	
- podíl spokojených	0,7954	0,8319	4,58%
- vážený podíl spokojených	0,7884	0,8212	4,17%

Tabulka 2: Počet spokojených domácností ve dvou zkoumaných oblastech a vývoj mezi roky 2005 a 2008.

K popisu stavu a vývoje nerovnosti ve dvou zkoumaných oblastech je nutné zvolit způsob měření adekvátní charakteru dat. Pro binární proměnné (v našem případě nahradíme odpověď NE, tedy spokojené domácnosti, hodnotou 1 a odpověď ANO, tedy nespokojené domácnosti, hodnotou 0) totiž nejčastěji používané míry nerovnosti založené na zobrazení pomocí Lorenzovy křivky nejsou vhodné. Lorenzova křivka pro distribuci spokojenosti s hlukem v roce 2005 je pro ilustraci zobrazena v grafu 1. Z grafu je možné poměrně snadno odvodit, že hodnota Giniho indexu je rovna podílu těch jednotek ve zkoumaném souboru, u kterých je hodnota atributu 0. Využijeme k tomu výše zmíněnou definici:

$$G = 1 - 2 \int_0^1 L(X) dx ,$$

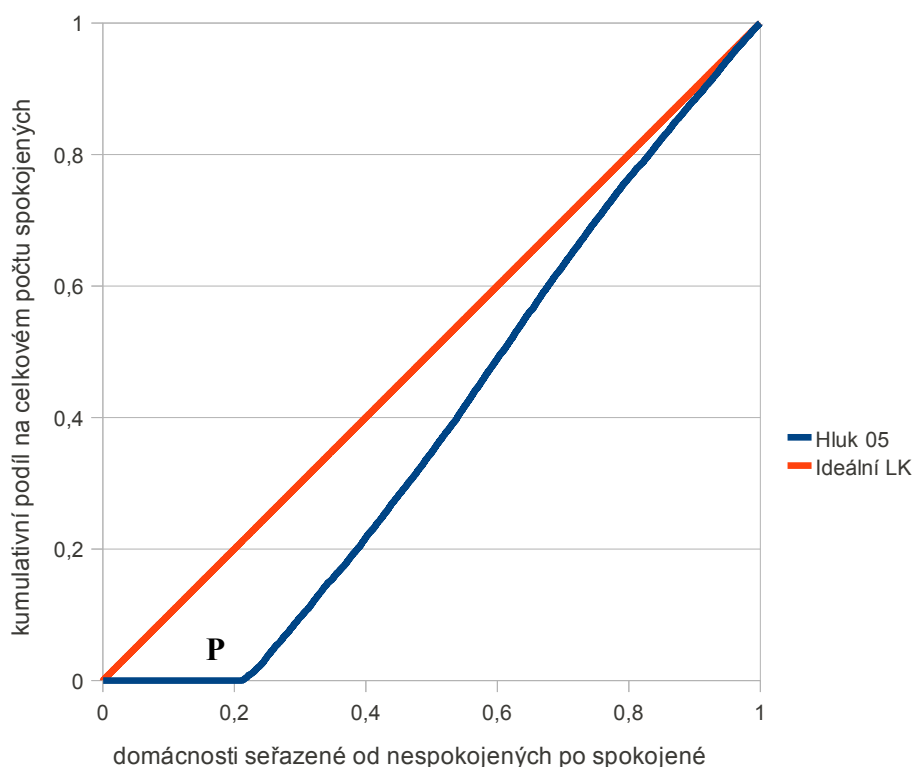
ve které $\int_0^1 L(X) dx$ je plocha ohraničená pod křivkou funkce. Tuto plochu je možné pro binární data jednoduše vypočítat, protože bod P, ve kterém se křivka láme, je roven poměru počtu jednotek s hodnotou nula vůči celému souboru (připomeňme si, že jednotky jsou seřazeny od nejnižší hodnoty atributu do nejvyšší). Nazvěme si tento poměr r . Plocha pod křivkou funkce je tedy rovna polovině podílu jednotek s hodnotou atributu 1, což můžeme vyjádřit jako:

Environmentální spravedlnost

$$\int_0^1 L(X) dx = \frac{1}{2} (1-r) .$$

Dosadíme-li takto získanou plochu do původního vzorce, zjistíme, že:

$$G = 1 - 2 \left(\frac{1-r}{2} \right) = r .$$



Graf 1: Zobrazení Lorenzovy křivky pro spokojenost domácností s hladinou hluku v roce 2005.

Stejně tak i index Robina Hooda je roven tomuto podílu, protože v bodě P je rozdíl kumulativních hodnot distribuce spokojenosti s hlučností v okolí bydlíště a ideálního rozložení zřetelně nejvyšší (poté už se jen snižuje). Je tedy vidět, že indexy odvozené od Lorenzovy křivky mnoho nových informací neposkytují. Získané hodnoty jsou shodné s poměrem nespokojených domácností vůči celku. Pokud bychom za odpovědi ANO a NE

zaměnili jiné hodnoty, bude výsledek samozřejmě jiný, ale výpovědní hodnota indexu se tím nezvýší.

Ani Theilův index a další indexy odvozené od informační teorie nejsou pro zpracování binárních dat vhodnější. I v jejich případě totiž záleží na volbě hodnot pro odpovědi ANO a NE, respektive na jejich vzájemném poměru. Pokud bychom zvolili stejný přístup jako u Giniho indexu, tedy hodnotu 0 pro vnímání problému a 1 pro spokojené domácnosti, dostali bychom se do problémů s výpočtem, protože logaritmus je definován pouze pro kladné hodnoty a nelze tedy na hodnotu 0 aplikovat. S volbou jiných hodnot pro odpovědi bychom se pak dopouštěli zkreslení, protože bychom de facto definovali vzájemný poměr mezi spokojenou a nespokojenou domácností – tvrdili bychom například, že spokojená domácnost je na tom dvakrát tak lépe než domácnost nespokojená (případně třikrát, pětkrát, atd.).

Poměr spokojených domácností (případně nespokojených domácností) vůči celku je tedy z výše popsaných indexů patrně nejlepším ukazatelem nerovnosti v oblasti, která je popsatelná pouze binárními hodnotami ANO a NE.

5.2) Vztah mezi distribucí spokojenosti s životním prostředím v místě bydliště a bohatstvím

Hlubší analýzu je množné provést pro druhou část výzkumné otázky, tedy pro vztah mezi spokojeností domácností a jejich bohatstvím, a to zejména s pomocí indexu koncentrace. Jak bylo uvedeno v předchozí kapitole, jedná se o index velice podobný Giniho koeficientu, který však pracuje se vzájemným vztahem dvou proměnných. Hodnota koncentrační funkce je rovna kumulativnímu součtu hodnot atributu (v tomto případě opět použijeme hodnotu 1 pro domácnosti, které v místě svého bydliště nevnímají hluk nebo špínu, a hodnotu 0 pro domácnosti, které je vnímají). Domácnosti však nejsou na ose x seřazeny podle hodnoty zkoumaného atributu, ale vzestupně podle hodnoty atributu jiného, v naše případě podle bohatství. Interpretace grafu koncentrační křivky je proto odlišná – křivka udává, jaký podíl z celkového počtu spokojených domácností (hodnota na ose y) se nachází v určité skupině domácností seřazených vzestupně podle příjmu na jednoho člena domácnosti (hodnota na ose x).

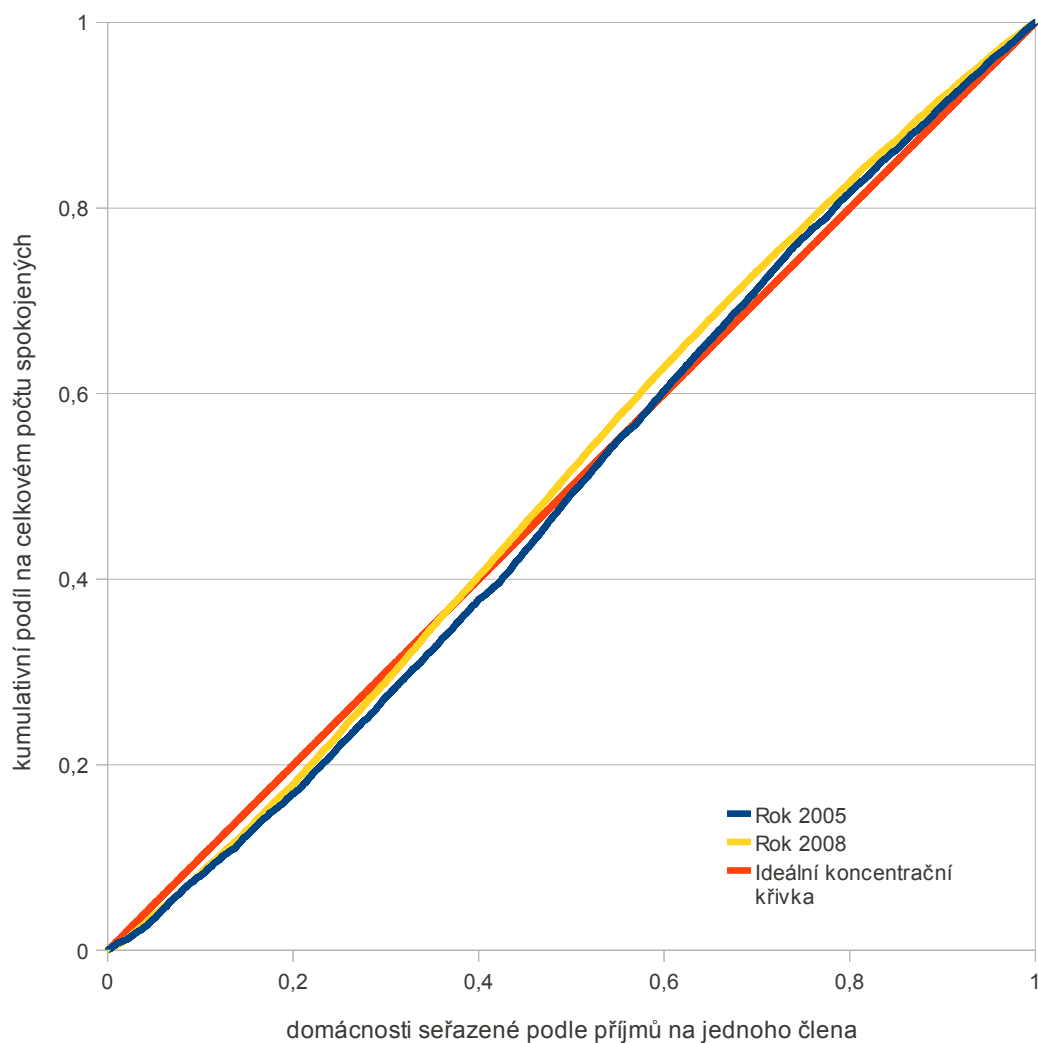
Environmentální spravedlnost

Ještě před výpočtem koncentračního indexu je nutné zastavit se u pojetí bohatství. K bohatství je možné přistupovat mnoha způsoby, z nichž každý má své výhody a nevýhody. Nejčastěji je jako zástupný ukazatel pro bohatství používán příjem a to především díky relativně dobré dostupnosti této informace. Řada autorů však poukazuje na to, že příjem sám o sobě může být jako ukazatel dosti zavádějící (OECD Organisation for Economic Co-operation and Development, 2004; Stiglitz et al., 2008; Ščasný & Brůha, 2008). Pokud se například člověk ocitne po určité době bez práce (ať už z vlastní vůle nebo ne) může si díky úsporám nebo díky podpoře svého okolí stále udržovat daleko vyšší standart než jaký by odpovídal jeho momentálně omezeným příjmům - nebo se naopak může stát, že u něj dojde k prudkému zvýšení příjmů pouze nárazově, což má na dlouhodobý životní standard jen malý dopad. Lepším ukazatelem jsou proto patrně výdaje, které mohou pomoci podobné výkyvy zahladit. Údaje o souhrnných výdajích je však většinou obtížnější získat.

Při šetřeních SILC jsou zjišťovány souhrnné příjmy domácností a při analýze vztahu vnímání špíny / hluku v okolí bydliště a při následné analýze nerovnosti příjmů proto je volba mezi ukazateli bohatství v této práci předem daná. Celkové příjmy domácnosti však budou upraveny o počet členů v domácnosti žijících. Je možné se domnívat že příjem domácnosti na jednoho jejího člena je lepším ukazatelem ekonomické situace domácnosti než příjem jako takový.

Z blízkosti rozložení křivky spokojenosti a křivky ideální koncentrace zobrazené v grafech 2 a 3 je patrné, že jak v oblasti špíny či dalších závažných problémů životního prostředí, tak v oblasti hluku je spokojenost rodin distribuována velice rovnoměrně napříč příjmovými skupinami. Dále je možné vyčíst, že pro horní příjmovou skupinu obyvatel (její velikost se mezi roky i mezi vnímáním špíny a hluku liší) zasahuje koncentrační křivka nad křivku ideální distribuce. Oproti Lorenzově křivce je taková situace možná a ukazuje regresivní rozložení spokojenosti, tedy stav, kdy mezi domácnostmi do určitého příjmu je více spokojených, než kolik by odpovídalo průměru za celý soubor. V námi zkoumaném souboru však tento trend neplatí zcela. Silné zastoupení spokojených domácností je možné nalézt ve středu příjmového spektra a proto mají obě křivky nejprve progresivní charakter a protínají křivku ideálního rozložení až v druhé třetině souboru. Pokud je větší plocha svíraná oběma křivkami nacházející se nad křivkou ideální koncentrace než plocha svíraná oběma křivkami pod ní, jde celkově spíše o regresivní

rozložení, pokud je tomu naopak, jde spíše o rozložení progresivní. Z grafů 2 a 3 to však zřejmé není. Vyčíst je možné pouze to, že u špíny i hluku je rozložení spokojených domácností v roce 2005 více regresivní než v roce 2008.



Graf 2: Koncentrační křivky pro vztah mezi spokojeností domácností s hlukem v okolí bydliště a příjmy na jednoho člena domácnosti.

Hodnoty indexu koncentrace		
	rok 2005	rok 2008
špína a jiné problémy ŽP	0,0117	-0,0145
hluk	0,0155	-0,0156

Tabulka 3: Hodnoty indexu koncentrace pro roky 2005 a 2008.

Závěry vypočítané z grafu je možné upřesnit výpočtem indexu koncentrace. Pro jeho odhad použijeme přístup Brůhy a Ščastného (2008) aplikovaný při konstrukci indexu *Jinonice*, kde autoři navrhnou odhadnout průběh křivky použitím rovných spojnic mezi jednotlivými prvky souboru. Celkovou plochu pod křivkou je pak možné odhadnout jako součet ploch jednotlivých vzniklých lichoběžníků. Následující vzorec zohledňuje i váhy, které jsou v datech výzkumu SILC přiřazeny jednotlivým domácnostem.

$$C = 1 - \frac{1}{2K} \sum_{i=1}^n (\varpi_i - \varpi_{i-1})(H(\varpi_i) + H(\varpi_{i-1})) ,$$

kde $\varpi_i = \frac{\sum_{j=1}^i \omega_j}{\sum_{j=1}^n \omega_j}$, ω_i je váha jednoty (PKOEF) normalizovaná tak, že $\sum_{i=1}^n \omega_i = 1$

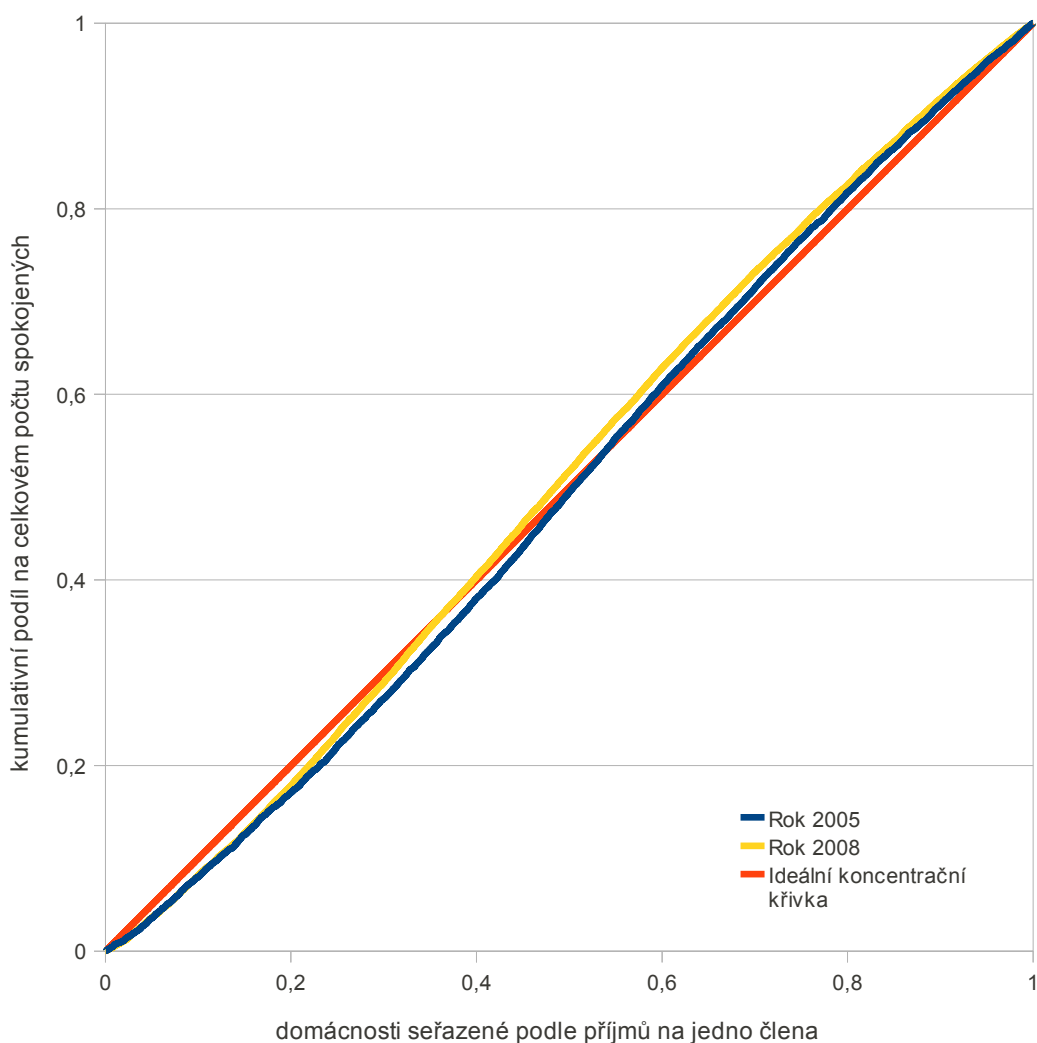
a $H(\varpi_i)$ je hodnota koncentrační křivky pro $x = \varpi_i$.

Nízké výsledné hodnoty prezentované v tabulce 3:

- a) potvrzují relativní rovnoměrnost koncentrace spokojenosti a
- b) ukazují posun od nepatrně progresivního rozložení v roce 2005 k rozložení nepatrně regresivnímu v roce 2008.

Není však zřejmé, zda je tato změna statistiky významná a jak již bylo uvedeno dříve, jde zjištění intervalu spolehlivosti pro index koncentrace za rámec možností této práce. Otázka intervalu významnosti koncentračního indexu zůstává tématem pro další výzkum.

Pro lepší popis rozložení spokojenosti napříč příjmovými skupinami je možné vypočítat podíl spokojených domácností v jednotlivých příjmových decilech (tabulka 5). To, že změna mezi roky 2005 a 2008 je statisticky významná již, bylo zmíněno, to však neplatí pro všechny části zkoumané populace. V oblasti spokojenosti s čistotou okolí bydliště došlo ke statisticky významné změně u 4 decilů a u hluku u 5. Zajímavá je zejména změna ve vnímání hluku u nízkopříjmových domácností (q1 a q2), ve kterých byl podíl spokojených domácností v roce 2005 nižší než ve zbytku zkoumaného souboru.



Graf 3: Koncentrační křivky pro vztah mezi spokojeností domácností s čistotou okolí bydliště a příjmy na jednoho člena domácnosti.

V tabulkách 4, 6, 7 a 8 je pak uvedena statistická významnost rozdílů mezi příjmovými decily navzájem. Presentovaná data potvrzují závěr vyvozený ze zobrazení koncentračních křivek, podle kterého je spokojenost rozložena napříč příjmovými skupinami relativně rovnoměrně. Ve zkoumaných oblastech jsou statisticky rozdílné průměry vždy pouze u několika decilů, a to zejména u decilů q8 a q10 v roce 2005 a u decilu q8 v roce 2008 pro vnímanou špínu a u decilů q1, q2, q8 v roce 2005 a u decilu q2 v roce 2008 pro vnímaný hluk.

Environmentální spravedlnost

	q1	q2	q3	q4	q5	q6	q7	q8	q9	q10
q1		•	-	-	-	-	-	-	-	-
q2			-	••	-	••	-	-	-	-
q3				-	-	-	-	-	-	-
q4					-	-	-	-	-	-
q5						-	-	-	-	-
q6							-	•	-	-
q7								-	-	-
q8									-	-
q9										-
q10										

Tabulka 4: Statistická významnost rozdílů v podílu domácností spokojených s mírou hluku v místě bydliště v různých příjmových decilech (2008).

decil	špína a jiné problémy ŽP				hluk			
	2005	2008	změna	význam.	2005	2008	změna	význam.
q1	0,7922	0,8165	3,06%	-	0,7515	0,8267	10,01%	•••
q2	0,7865	0,8156	4,97%	•	0,7437	0,7979	7,29%	•••
q3	0,7908	0,8377	5,93%	••	0,8161	0,8182	0,26%	-
q4	0,8286	0,8380	1,14%	-	0,7937	0,8299	4,56%	•
q5	0,8109	0,8248	1,72%	-	0,7924	0,8266	4,31%	-
q6	0,8344	0,8431	1,03%	-	0,7810	0,8368	7,15%	•••
q7	0,7996	0,8329	4,17%	-	0,8114	0,8214	1,23%	-
q8	0,8417	0,8051	-4,35%	•	0,8353	0,8099	3,04%	-
q9	0,8205	0,8321	1,42%	-	0,7971	0,8234	3,30%	-
q10	0,7781	0,8407	8,04%	•••	0,7659	0,8214	7,26%	••
celý soubor	0,8086	0,8297	2,60%	•••	0,7884	0,8212	4,17%	•••

Tabulka 5: Podíl spokojených domácností v decilech souboru seřazeného podle příjmů na jednoho člena domácnosti a statistická významnost změny mezi roky 2005 a 2008.

- - změna je statisticky významná na hladině významnosti 10 %
- - změna je statisticky významná na hladině významnosti 5 %
- - změna je statisticky významná na hladině významnosti 1 %

	q1	q2	q3	q4	q5	q6	q7	q8	q9	q10
q1		-	-	-	-	-	-	•	-	-
q2			-	-	-	•	-	••	-	-
q3				-	-	•	-	•	-	-
q4					-	-	-	-	-	•
q5						-	-	-	-	-
q6							-	-	-	••
q7								•	-	-
q8									-	••
q9										••
q10										

Tabulka 6: Statistická významnost rozdílu v podílu domácností spokojených s čistotou okolí bydliště v různých příjmových decilech (2005).

	q1	q2	q3	q4	q5	q6	q7	q8	q9	q10
q1		-	-	-	-	-	-	-	-	-
q2			-	-	-	-	-	-	-	-
q3				-	-	-	-	••	-	-
q4					-	-	-	••	-	-
q5						-	-	-	-	-
q6							-	••	-	-
q7								•	-	-
q8									-	••
q9										-
q10										

Tabulka 7: Statistická významnost rozdílu v podílu domácností spokojených s čistotou okolí bydliště v různých příjmových decilech (2008).

	q1	q2	q3	q4	q5	q6	q7	q8	q9	q10
q1		-	••	-	-	-	••	••	-	-
q2			••	-	•	-	••	••	•	-
q3				-	-	-	-	-	-	•
q4					-	-	-	-	-	-
q5						-	-	-	-	-
q6							-	••	-	-
q7								-	-	-
q8									-	••
q9										-
q10										

Tabulka 8: Statistická významnost rozdílu v podílu domácností spokojených s mírou hluku v místě bydliště v různých příjmových decilech (2005).

- - Rozdíl mezi decily není statisticky významný.
- - Rozdíl je statisticky významný na hladině významnosti 10 %.
- - Rozdíl je statisticky významný na hladině významnosti 5 %.
- - Rozdíl je statisticky významný na hladině významnosti 1 %.

5.3) Příjmová nerovnost domácností

Pro lepší ilustraci použití dalších indexů, jejichž aplikace na jednoduchá binární data o spokojenosti domácností s okolím bydliště není zcela smysluplná, bude popsán i vývoj příjmů domácností v ČR mezi roky 2005 a 2008. Ze stejných důvodů jako v případě indexu koncentrace budeme srovnávat nerovnost domácností s ohledem na jejich příjem přepočtený na jednoho člena.

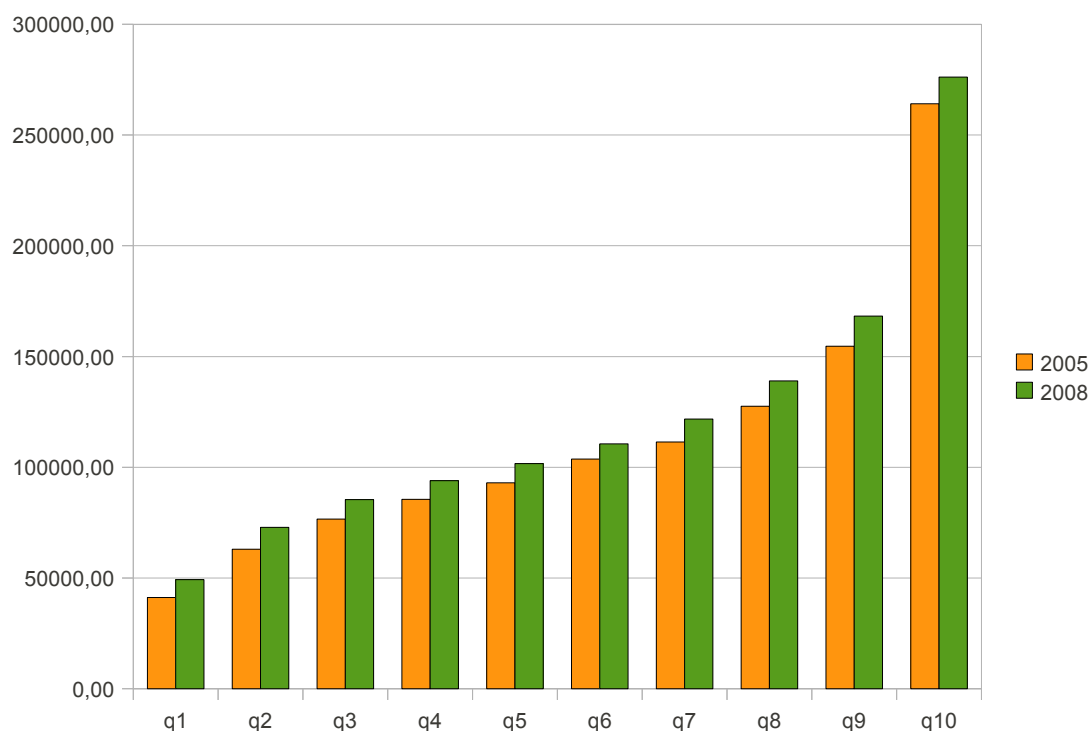
Prvním krokem je výpočet a zobrazení vývoje průměrného příjmu v jednotlivých decilech. (tabulka 9 a graf 4). Výše příjmů v grafu pro rok 2008 jsou upraveny na cenovou hladinu roku 2005 pomocí indexu spotřebitelských cen (Ministerstvo financí ČR, 2010, s. C.2). Je možné pozorovat, že absolutní růst průměrného příjmu napříč všemi decily není úměrný jejich výchozím hodnotám (je daleko rovnoměrněji rozložený než samotné průměrné příjmy) a relativní růst příjmů je tedy podstatně vyšší u nízkopříjmových domácností.

Pro podrobnější přiblížení distribuce příjmů a jejího vývoje můžeme použít zobrazení pomocí tzv. *průvodu trpaslíků* (graf 5) a Lorenzovu křivku (graf 6). *Průvod trpaslíků* jasně zobrazuje velký rozdíl mezi několika málo domácnostmi s největšími příjmy a zbytkem souboru. Můžeme z něj dále vyčíst i to, že až na nejhudší a nejbohatší část obyvatel je populace poměrně vyrovnaná a že rozdíl mezi roky 2005 a 2008 přitom není pro zobrazení v tomto měřítku podstatný. Ze zobrazení Lorenzových křivek je možné zhruba odhadnout, že plocha svíraná ideální Lorenzovou křivkou a stavem z roku 2008 je menší, než plocha mezi ideální křivkou a stavem v roce 2005. Z grafu (který je sice pouze hrubým odhadem, nicméně vzhledem k počtu jednotek poměrně přesným) však není zcela zřejmé, zda se křivky někde nekříží. Pokud by byla křivka stavu z roku 2008 zcela mezi křivkou stavu z roku 2005 a křivkou ideální rovnosti, bylo by možné konstatovat, že příjmová nerovnost poklesla. To však vzhledem k možné chybě při zobrazení nejde učinit s jistotou a je nezbytné spokojit se s odhadem.

S použitím stejného principu výpočtu jako u indexu koncentrace, tedy odhad plochy pod křivkou koncentrace jako součet ploch jednotlivých lichoběžníků, můžeme spočítat i odhad Giniho koeficientu. Opět použijeme vzorec, který zohledňuje váhu jednotek ve zkoumaném souboru (Ščasný & Brůha, 2008):

$$G = 1 - \sum_{i=1}^n \omega_i (x_i - x_{i-1}) (L(x_i) + L(x_{i+1})) \quad ,$$

kde ω_i představuje normalizovanou váhu jednotky (stejně jako tomu bylo v případě vzorce pro index koncentrace) a $L(x)$ představuje hodnotu Lorenzovi křivky v bodě x .

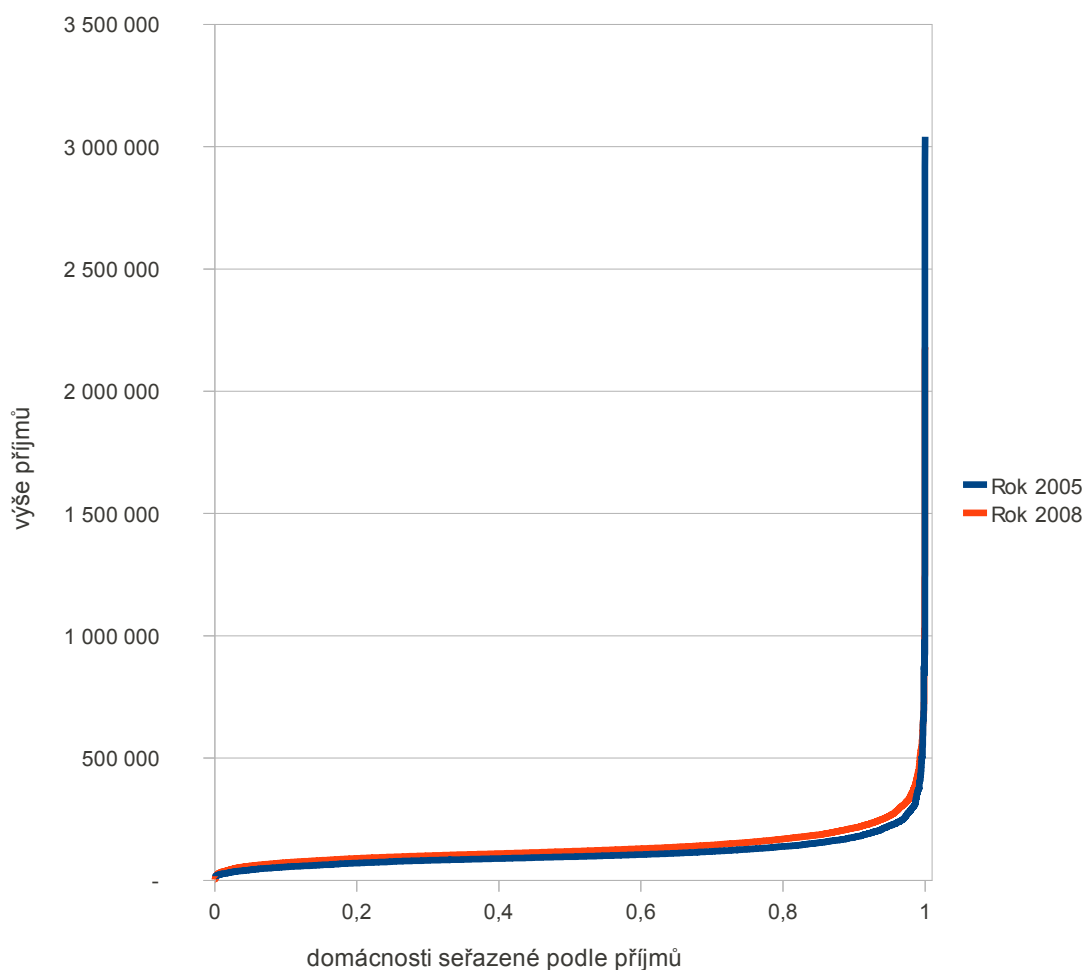


Graf 4: Průměrné příjmy v jednotlivých decilech. Příjmy za rok 2008 jsou uvedeny v cenách roku 2005..

decil	2005	2008	2008 (ceny 2005)	rozdíl	rozdíl v %
q1	41 173	55 156	49 202	8 029	19,50%
q2	62 968	81 701	72 883	9 915	15,75%
q3	76 581	95 658	85 333	8 752	11,43%
q4	85 551	105 274	93 910	8 359	9,77%
q5	93 009	113 945	101 645	8 636	9,29%
q6	103 638	123 944	110 565	6 928	6,68%
q7	111 368	136 546	121 807	10 469	9,37%
q8	127 592	155 843	139 021	11 429	8,96%
q9	154 658	188 612	168 254	13 596	8,79%
q10	264 180	309 581	276 165	11 986	4,54%

Tabulka 9: Průměrné příjmy v jednotlivých decilech a jejich vývoj mezi roky 2005 a 2008.

Environmentální spravedlnost

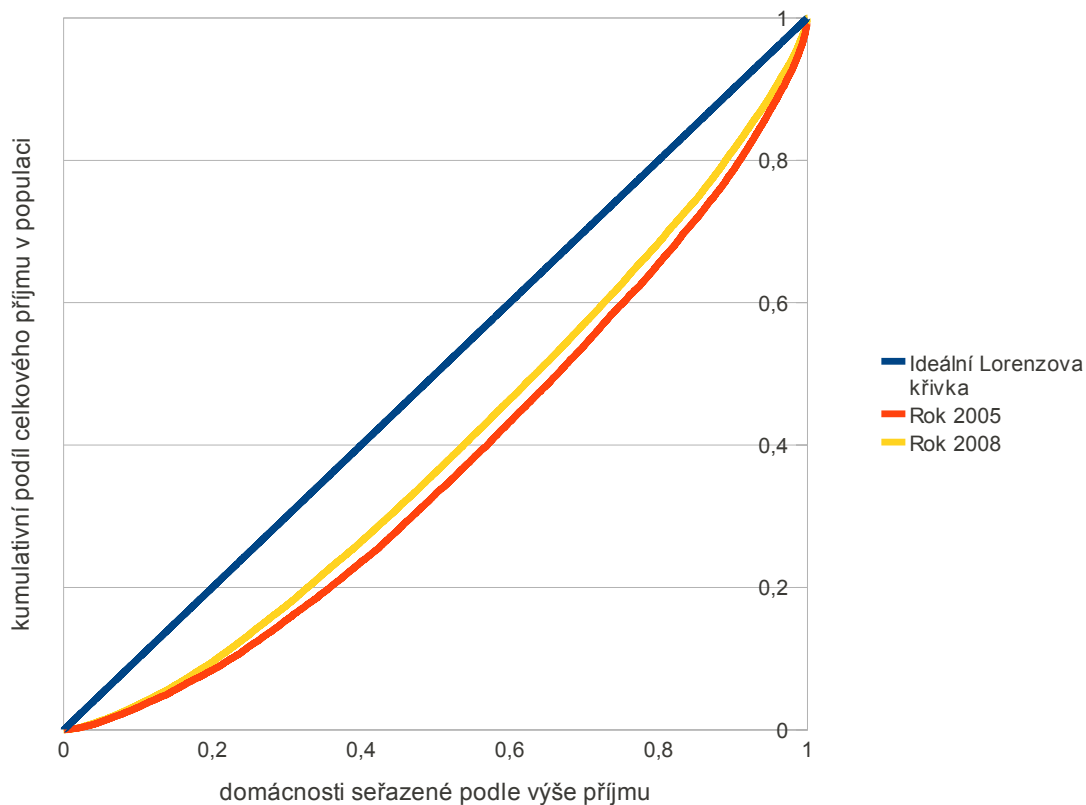


Graf 5: "Průvod trpaslíků" - zobrazení, které klade důraz na velký rozdíl mezi většinou malým procentem nejbohatších domácností.

Výsledné hodnoty nalezneme v tabulce 10. Výpočet opět potvrzuje domněnku odpozorovanou z rozdílu mezi oběma Lorenzovými křivkami a ukazuje na pokles nerovnosti mezi roky 2005 a 2008. I zde by však byl potřeba podrobnější test spolehlivosti výsledků. Aniž by se tato práce zabývala sofistikovanějšími metodami ověření spolehlivosti, můžeme použít alespoň orientační test navržený Cowellem (2000), který jako hranici významnosti změny pro Giniho koeficient G stanovuje trojnásobek odhadu směrodatné odchylky vypočtené jako:

$$G \sqrt{\frac{0,8086}{n}} .$$

Jak je možné vyčíst z tabulky 10, je podle tohoto odhadu změna v hodnotě Giniho koeficientu mezi roky 2005 a 2008 významná.



Graf 6: Zobrazení Lorenzovy křivky pro příjem domácností na jednoho člena v letech 2005 a 2008.

Indexy odvozené z informační teorie, u kterých by bylo možné nastavit jejich citlivost ke změnám v různých částech příjmového spektra společnosti, nejsou pro popis vývoje vhodné. Pro ukázkou byl vpočítán pravděpodobně nejčastěji používaný člen této rodiny, Theilův index. Opět bylo nutné zohlednit váhy jednotek, a použit je proto vzorec Ščasného a Brůhy (2008):

$$T = \frac{\sum_{i=1}^n \omega_i x_i \log \left(\frac{x_i \sum_{i=1}^n \omega_i}{\sum_{i=1}^n \omega_i x_i} \right)}{\sum_{i=1}^n \omega_i x_i},$$

Environmentální spravedlnost

kde ω stejně jako v předcházejících případech představuje normalizovanou váhu jednotky a x hodnotu zkoumaného atributu.

Jak však bylo uvedeno v předchozí kapitole, je maximální hodnota indexu, tedy stav absolutní nerovnosti, závislý na počtu jednotek ve zkoumaném souboru. Pokud se tedy velikost souboru liší, není možné výsledky mezi sebou srovnávat. V případě výzkumu SILC se bohužel počet vyšetřených domácností v roce 2005 liší od počtu vyšetřených domácností v roce 2008. Přestože je možné Thielův index pro oba roky spočítat, srovnání míry nerovnosti ve společnosti v obou letech proto není možné.

	rok 2005	rok 2008	změna
Index Robina Hooda	0,17032	0,13885	-18,47%
Theilův index	0,05630	0,04254	-
Giniho koeficient	0,25613	0,21178	-17,32%
<hr/>			
Odhad konfidenčního intervalu pro Giniho koeficient	min.	max.	
pro rok 2005	0,24962	0,26263	
pro rok 2008	0,20312	0,22044	

Tabulka 10: Hodnoty indexů nerovnosti pro příjmy domácností na jednoho člena a odhad konfidenčního intervalu pro Giniho koeficient.

Výsledky této sondy můžeme shrnout tak, že rozložení spokojenosti se stavem životního prostředí v okolí bydliště (přesněji s úrovní hlukového zatížení a čistoty životního prostředí) bylo v letech 2005 a 2008 v České republice poměrně velice rovnoměrné napříč všemi příjmovými skupinami. Z vývoje hodnoty koncentračního indexu je možné pozorovat malý přesun od progresivního k regresivnímu rozložení, zůstává však otázkou, zda je tato změna významná. Mezi roky 2005 a 2008 došlo ke statisticky významnému nárůstu spokojených domácností.

Z výpočtu indexů nerovnosti v oblasti příjmů domácností (přepočtených na příjem na jednoho člena domácnosti) můžeme pozorovat významný pokles u Giniho indexu z 0,2561 na 0,2118 a tento výsledek je podpořen i daty o změně průměrného příjmu

v jednotlivých decilech. Je tedy možné konstatovat, že nerovnost domácností v oblasti příjmů na jednoho člena poklesla.

6) Závěr

Tato diplomová práce si na svém začátku položila tři výzkumné otázky, které budou v závěru zodpovězeny ve stejném pořadí v jakém byly představeny v úvodu.

První otázka směřovala k **vymezení pojmů environmentální spravedlnosti a environmentální rovnosti**. Pojem environmentální spravedlnosti začal do odborné literatury pronikat v sedmdesátých letech dvacátého století v souvislosti se silným občanským hnutím ve Spojených státech amerických a tato skutečnost zpočátku do značné míry ovlivnila jeho teoretické vymezení. Hlavním předmětem bádání bylo relativně dlouhou dobu to, zda jsou etické minority v USA zatíženy nerovnoměrně vyššímu vystavení škodlivým provozům.

V Evropě se studium environmentální spravedlnosti prosazovalo pomaleji a témata spadající to této oblasti byla (a do značné míry ještě jsou) dlouho součástí jiných disciplín (například vystavení škodlivým látkám, hluk, dostupnost recyklačních služeb nebo možnost participace na rozhodovacích procesech týkajících se životního prostředí). První rozsáhlejší studie se objevily ve Velké Británii v druhé polovině devadesátých let a postupně se přidávají i další země jako například Německo, Nizozemí nebo skandinávské státy.

Pojmy environmentální spravedlnost ani environmentální rovnost však nejsou ani po třiceti letech jednoznačně vymezeny. Pokud autoři oba pojmy od sebe odlišují, vztahuje se environmentální rovnost obvykle na distribuci benefitů a rizik v oblasti právní ochrany před znečištěním, popřípadě na jinou oblast, pro kterou společnost jasně nastavila „prahové“ hodnoty toho, jaká environmentální zátěž je ještě akceptovatelná a jaká už ne. Environmentální spravedlnost je obvykle vymezena daleko širěji, jako jakýsi ideální stav zdravého čistého životního prostředí pro všechny, na jehož správě se aktivně podílí, nebo alespoň mají šanci se podílet, všichni jeho obyvatelé.

Přesto, u řady případů jsou oba pojmy používány navzájem zaměnitelně nebo je používán pouze pojem environmentální spravedlnosti. Na základě analýzy široké škály možných přístupů byly v této práci vymezeny následující širší kategorie oblastí, na které se environmentální spravedlnost zaměřuje:

1. Rovnost v právní ochraně před negativními vlivy životního prostředí.
2. Dosažení minimálního standardu kvality životního prostředí a společensky přijatelné rozložení benefitů a rizik plynoucích ze stavu prostředí jednotlivých členů společnosti.
3. Dopady, které s sebou nese reakce společnosti na stav životního prostředí.
4. Rovnost přístupu k možnosti ovlivnit rozhodovací procesy, které mají na životní prostředí vliv.

Druhá výzkumná otázka byla zaměřena na **způsoby měření nerovnosti vhodné pro oblast životního prostředí**. Po stručném představení metodologických východisek se čtvrtá kapitola věnovala různým indikátorům nerovnosti používaným především v ekonomické teorii. Jak bylo ukázáno, různé indikátory mají různé možnosti použití. Pro jednoduché představení rovnoměrnosti rozložení určitého statku nebo služby ve společnosti může často nejlépe posloužit jedno z možných zobrazení. Pokud je však cílem srovnání nerovnosti mezi různými oblastmi či společnostmi navzájem nebo hodnocení vývoje nerovnosti ve společnosti v čase, a připomeňme si, že právě příspěvek do debaty o hodnocení vývoje společnosti byl jedním z cílů této práce, poslouží lépe indikátory, které popisují stav nerovnosti pomocí číselného vyjádření.

Indikátorů byla vytvořena celá řada a každý z nich je díky své konstrukci citlivý na jiné parametry zkoumaného souboru, respektive na změny v jiné části příjmového spektra. Patrně nejrozšířenější Giniho koeficient je citlivější na přesuny hodnoty atributu u jednotek ve středu populace, pro hodnotu Theilova indexu je podstatná relativní vzdálenost mezi jednotkami mezi kterými dochází k přesunu hodnoty atributu a u Herfindahlva indexu je to naopak vzdálenost absolutní (Theilův index tedy klade důraz na jednotky s nižšími hodnotami zkoumaného atributu a Herfindahlův index je k místu přesunu indiferentní).

S použitím indexů jsou spojena i určitá omezení. Prakticky žádný ze složitějších indexů nemá smysl aplikovat na binární data (data, která mohou nabývat pouze hodnot ano a ne, nebo také 1 a 0). Theilův index a ostatní indexy odvozené z informační teorie pak nabývají hodnot mezi nulou a hodnotou, která závisí na velikosti zkoumané populace. Pro srovnání mezi v čase či mezi společnostmi navzájem je proto nutné mít stejně velký vzorek.

Třetí výzkumná otázka byla zaměřena na **míru nerovnosti v české společnosti ve spokojenosti s čistotou a úrovní hluku v okolí bydliště a na vztah mezi spokojeností v této oblasti a příjmy**. Práce měla k dispozici data z šetření životních podmínek českých domácností (SILC) za roky 2005 a 2008.

Největším omezením plynoucím ze struktury dat byl fakt, že spokojenost s čistotou v okolí bydliště a s úrovní hlukové zátěže byla zjišťována otázkou, na kterou bylo možné odpovědět pouze ano nebo ne. K dispozici byla tedy pouze binární data, pro která, jak bylo ukázáno, není aplikace složitějších indikátorů nerovnosti vhodná. Pokud je odpověď ano (tedy nespokojeným domácnostem) přiřazena hodnota 0 a odpovědi ne (tedy spokojeným domácnostem) hodnota 1, jsou Giniho koeficient i index Robina Hooda rovný poměru nespokojených domácností vůči celku. Záměnou jiných hodnot za odpovědi sice získáme jiné výsledky, jejich informační hodnota však nebude o nic větší. Ani indexy odvozené od informační teorie nejsou pro analýzu nerovnosti atributů pro které existují pouze binární data vhodnější. Jejich výsledek je determinován vzájemným vztahem zvolených hodnot (pro Theilův index je to jejich vzájemný poměr). Pro odpověď na první část otázky je proto nejlepším možným vyjádřením poměr spokojených (či nespokojených) domácností vůči celku. Jak bylo ukázáno v tabulce 2 (na straně 57) je poměr spokojených domácností poměrně vysoký pro obě zkoumané oblasti (lehce vyšší u spokojenosti s čistotou) a v obou případech také mezi roky 2005 a 2008 statisticky významně vzrostl.

Pro popis vztahu mezi spokojeností domácností v obou oblastech a jejich příjmy byl možné použít index koncentrace a jako referenční hodnota příjmů byl zvolen příjem na jednoho člena domácnosti. Z blízkosti koncentračních křivek (grafy 2 a 3 na stranách 61 a 63) a z relativně velice malých hodnot koncentračního indexu (tabulka 3 na straně 61), je možné vyvodit závěr, že rozložení spokojenosti ve dvou zkoumaných oblastech je velice rovnoměrné. Výsledné hodnoty koncentračního indexu vypovídají o posunu od lehce progresivního rozložení v obou oblastech v roce 2005 (tedy o stavu, že bohatší domácnosti jsou relativně spokojenější) ke lehce regresivnímu rozložení v roce 2008. Rozdíly jsou však velice malé a je otázkou, zda nejsou dány pouze statistickou chybou. Výpočet konfidenčního intervalu pro index koncentrace zůstává jako otázka pro další výzkum.

Na rovnoměrné rozložení spokojenosti mezi příjmovými skupinami ukazuje také statistická analýza významnosti rozdílu mezi podílem spokojených domácností v různých

příjmových skupinách. Z analýzy vyplývá, že mezi jednotlivými decily domácností seřazených podle příjmů na jednoho člena v rámci jednoho roku a zkoumané oblasti není statisticky významný rozdíl (v každém roce a oblasti se vyskytuje vždy jen několik málo decilů, které se od více ostatních statisticky významně liší).

Jak již bylo uvedeno, podíl spokojených rodin ve společnosti se mezi roky 2005 a 2008 statisticky významně zvýšil jak u vnímání hluku, tak u vnímání špíny a jiných závažných problémů životního prostředí. Vyhodnocení statistické významnosti změny v odpovídajících decilech domácností seřazených podle příjmů na jednoho člena je možné nalézt v tabulce 4 (na straně 67). Nejmarkantnější změna nastala u nízkopříjmových skupin ve vnímání hluku.

V mnoha oblastech měla tato práce možnost pouze otevřít debatu a nastínit možné směry, kterým by se mohl další výzkum ubírat. Na samém závěr je proto vhodné zmínit alespoň dvě z mého pohledu důležité oblasti, pro které nebyla v této práci místo a které by si další pozornost výzkumníků zasloužily. Jsou to:

1. Užší propojení konceptů spravedlnosti (viz například Sen nebo Rawls) s teoriemi environmentální spravedlnosti a jejich aplikace v praxi. Jako příklad zde může sloužit Senovo pojetí *možností*, které je velice podnětné, ale jeho praktická aplikace při zkoumání nerovnosti může být obtížnější.
2. Podrobnější analýza konfidenčních intervalů jednotlivých indikátorů nerovnosti a návrh jejich výpočtu.

Oběma těmito oblastem bych se rád věnoval ve své práci dále.

7) Použitá literatura

- Beyond GDP, Measuring progress, true wealth and the well-being of nations* (Conference Proceedings). (2009). Brusel: Evropská společnost.
- Black, T., & Stewart, J. A. (2003). Burning and Burying in Connecticut: Are Regional Solutions to Solid Waste Disposal Equitable? V *Our Backyard* (s. 61-81). Rowman & Littlefield.
- Bryant, B. (2003). History and Issues of the Environmental Justice Movement. V *Our Backyard* (s. 3-24). Rowman & Littlefield.
- Bullard, R. D. (1990). Dumping in Dixie: Race, Class, and Environmental Quality. Získáno Březen 9, 2010, z <http://www.ciesin.org/docs/010-278/010-278chpt2.html>
- Bullock, S., Stephens, C., & Scott, A. (2001). *Environmental justice Rights and means to a healthy environment for all* (Special Briefing No 7). London: ESCR Global Environmental Change Programme. Získáno z http://www.foe.co.uk/resource/reports/environmental_justice.pdf
- Cowell, F. A. (2000). *Measuring inequality* (3 ed.). Oxford University Press.
- ČSÚ. (2007). Příjmy a životní podmínky domácností v roce 2005. Získáno 10. 5. 2010, z <http://www.czso.cz/csu/2007edicniplan.nsf/p/3012-07>
- ČSÚ. (2009). Příjmy a životní podmínky domácností v roce 2008. Získáno 10. 5. 2010, z <http://www.czso.cz/csu/2009edicniplan.nsf/publ/3012-09-2008>
- Davidson, P. R. (2003). Risky Business? Relying on empirical Studies to Assess environmental Justice. V *Our Backyard* (s. 83-103). Rowman & Littlefield.
- Firebaugh, G. (1999). Empirics of World Income Inequality. *American Journal of Sociology*, 104(6), 1597-1630. doi:10.1086/210218

- Gordon, D., & Pantazis, C. (1997). *Breadline Britain in the 1990s / edited by David Gordon, Christina Pantazis*. Studies in cash and care, Cash & care. Aldershot: Ashgate.
- Laurent, Eloi. (2010). Environmental justice and environmental inequalities: A European perspective. OFCE/Sciences Po.
- Ministerstvo financí ČR. (2010). *Makroekonomická predikce České republiky*. Ministerstvo financí ČR, odbor Finanční politika.
- Mitchell, G., & Dorling, D. (2003). An environmental justice analysis of British air quality. *Environment and Planning*, (35), 909-929.
- OECD Organisation for Economic Co-operation and Development. (2004). *Environment and distributional issues: analysis, evidence and policy implications*. OECD Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Pye, S., Skinner, I., Meyer-Ohlendorf, N., Leipprand, A., & Salmons, R. (2008). *Addressing the social dimensions of environmental policy*. Brusel: European Commission. Získáno z <http://ec.europa.eu/social/BlobServlet?docId=1672&langId=en>
- Rawls, J. (1999). Distributive justice. V *Collected Papers* (s. 130-153). Harvard University Press.
- Sen, A. K. (1995). *Inequality reexamined*. Harvard University Press.
- Sharpe, V. A. (2003). Environmental Justice and the Social Determinants of Health. V *Our Backyard* (s. 3-24). Rowman & Littlefield.
- Schlosberg, D. (2007). *Defining environmental justice*. Oxford University Press.

Environmentální spravedlnost

Steinbuch, P. (2007). Changes in Income Inequality. Gini Coefficient Versus Theil Index in Estimating Potential Effects of the Proposed Fair Pay Act. *The business review, summer 2007*.

Stiglitz, J. E., Sen, A., & Fitoussi, J. (2008). *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*.

Supplemental Measures of Material Well-Being: Basic Needs, Consumer Durables, Energy, and Poverty, 1981 to 2002. (bez data). U.S. Department of Commerce.

Ščasný, M., & Brůha, J. (2008). *Ex ante Modelling of Tax Incidence on Income Distribution And Tax Payments in the Czech Families*. Prezentován v Conference Income Distribution and the Family, University of Kiel,

Toxic Waste and Race in the United States. (1987). . Commission for racial justice, United Church of Christ. Získáno z <http://www.ucc.org/about-us/archives/pdfs/toxwrace87.pdf>

US EPA. (bez data). Superfund. Basic Facts & Information, . Získáno 9. 3. 2010, z <http://www.epa.gov/region04/waste/npl/nplnc/pcbsplnc.htm>

US EPA. (bez data). Environmental Justice | Compliance and Enforcement | U.S. EPA. Získáno 9. 3. 2010, z <http://www.epa.gov/compliance/environmentaljustice/>

U.S. GAO. (1983). Siting of Hazardous Waste Landfills and Their Correlation With Racial and Economic Status of Surrounding Communities. *Siting of Hazardous Waste Landfills and Their Correlation With Racial and Economic Status of Surrounding Communities*. Získáno 9. 3. 2010, z <http://www.gao.gov/products/RCED-83-168>

Večerník, J. (1998). *Občan a tržní ekonomika, příjmy, nerovnost a politické postoje v české společnosti*. Praha: Lidové noviny.

Všeobecná deklaráce lidských práv. (1948, Prosinec 10). OSN. Získáno z

<http://www.osn.cz/dokumenty-osn/soubory/vseobecna-deklarace-lidskych-prav.pdf>

White, H. L. (2003). Syndrome Behaviour and the Politics of Environmental Justice. V

Our Backyard (s. 107-124). Rowman & Littlefield.

World Bank. (bez data). Poverty - Overview. Získáno 2. 5. 2010, z

<http://go.worldbank.org/RQBDCTUXW0>