

Univerzita Karlova v Praze
Fakulta humanitních studií
katedra Sociální a kulturní ekologie

OCEŇOVÁNÍ KVALITY VOD PŘÍPADOVÁ STUDIE MÁCHOVA JEZERA

Diplomová práce

Autorka práce: Bc. Hana Škopková

Vedoucí práce: Mgr. Milan Ščasný,

Ph.D.

Akademický rok: 2006/2007

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala Mgr. Milanu Ščasnému, Ph.D. za vedení mé diplomové práce, za možnost podílet se na výzkumu na Máchově jezeře a nahlédnutí do života výzkumníka. Můj dík patří především Mgr. Vojtěchu Máčovi, který mi trpělivě poskytoval řadu cenných rad a postřehů a Mgr. Markétě Braun Kohlové za zasvěcení do tajů hlubinné statistiky. Ing. Janu Melicharovi bych ráda poděkovala za zprostředkování praktických zkušeností s realizací samotného šetření. Všem ostatním kolegům z Centra pro otázky životního prostředí bych ráda poděkovala za poskytnutí podmínek k sepsání mé práce a přátelskou podporu, jmenovitě potom Mgr. Miroslavu Havránkovi za konzultace k problematice znečištění vod a eutrofizace. V neposlední řadě bych ráda poděkovala PhDr. Ivanu Ryndovi za jeho otcovskou péči o všechny své studenty a obětavost, se kterou se věnuje katedře Sociální a kulturní ekologie. Můj osobní obdiv a zároveň poděkování patří Anně Škopkové, jakož i celé mé rodině, že nedobrovolně po celé měsíce dokázala naslouchat mým problémům spojeným s objevováním metody podmíněného hodnocení. A mým rodičům za hřejivou podporu po celou dobu mých studií.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci zpracovala samostatně s použitím uvedené literatury.

V Praze dne 29. června 2007

Hana Škopková

ABSTRAKT

Předmětem této práce je použití metody podmíněného hodnocení k odhadu přínosů zlepšení kvality vody na příkladu Máchova jezera. Cílem této práce je poukázat na problémy spojené s použitím metody podmíněného hodnocení obecně a v prostředí České republiky. Nejprve je podrobně pojednána metodika podmíněného hodnocení. Protože předmětem oceňování případové studie Máchova jezera je eutrofizovaná vodní plocha, je dále krátce pojednána problematika znečištění vod se zvláštním zaměřením na problém eutrofizace. V další části jsou v přehledové stati shrnuty vybrané přístupy k využití metody podmíněného hodnocení na ocenění kvality povrchových vod v zahraničních studiích, které sledují podobný hypotetický produkt jako šetření na Máchově jezeře. Rozdíly v těchto studiích se ukazují především v přístupu k definici oceňovaného statku. Na základě této rešerše je kriticky zhodnoceno šetření na Máchově jezeře. Cílem tohoto šetření je provést odhad přínosů ze zlepšení kvality vody Máchova jezera pro místní domácnosti, které je definováno zlepšením o jednu třídu a o dvě třídy na pětistupňové škále kvality vod. Je popsáno uspořádání tohoto šetření a jednotlivé fáze výzkumu, přičemž je nastíněno řešení problémů, se kterými jsme se při jeho realizaci setkali. Jsou analyzovány proměnné, které mohou mít zásadní vliv na výši ochoty platit. Průměrná hodnota ochoty platit za zlepšení kvality vody Máchova jezera o jednu třídu je stanovena na 485 Kč a na 661 Kč ročně. Tyto průměrné hodnoty ochoty platit jsou agregovány na populaci, která je pro účely tohoto šetření stanovena jako cílová. Celková hodnota ochoty platit pro místní obyvatele za dosažení zlepšení kvality vody Máchova jezera po pěti letech je odhadnuta na 5,8 mil. Kč o jednu třídu a na 7,9 mil. Kč o dvě třídy.

KLÍČOVÁ SLOVA

Metoda podmíněného hodnocení, ochota platit, eutrofizace, kvalita vod, Máchovo jezero

ABSTRACT

This thesis estimates the benefits of water quality improvement on Macha Lake using the contingent valuation method. The aim of this thesis is to show the main problems related to the application of the contingent valuation method in general and in the Czech Republic. First, the methodology of contingent valuation is described in detail. Since the case study on Macha Lake deals with the valuation of improvement of eutrophicated water body, the main issues regarding the water quality are discussed with a special focus on the problem of eutrophication. Following part summarizes selected attitudes towards the application of contingent valuation method on freshwater quality in foreign countries. It focuses on studies that value similar hypothetical product as the survey on Macha Lake. Main differences are identified in the attitudes towards the definition of the good to be valued. Based on this summary the survey on Macha Lake is assessed critically. The aim of this survey is to estimate the benefits that the improvement of water quality on Macha Lake presents for the local households. This change is defined as an improvement in water quality by one and by two classes on five-class water quality scale. The structure and organisation of the survey is introduced as well as its parts, outlining the solution of problems that were faced during its application. Variables with possible effect on the stated willingness to pay are analyzed. The mean value of willingness of local households to pay for the water quality of Macha Lake is assessed at CZK 485 for one class improvement and at CZK 661 for two classes improvement. These mean values are aggregated on the target population of this survey, and the total economic value of reaching the water quality improvement on Macha Lake in five years for local households is estimated to be CZK 5,8 million for one class improvement and CZK 7,9 million for two classes improvement.

KEY WORDS

Contingent valuation method, willingness to pay, eutrophication, freshwater quality, Macha Lake

OBSAH

1. ÚVOD.....	7
2. OCEŇOVÁNÍ NETRŽNÍCH STATKŮ A SLUŽEB.....	10
2. OCEŇOVÁNÍ NETRŽNÍCH STATKŮ A SLUŽEB.....	10
2.1 VÝCHODISKA NETRŽNÍHO OCEŇOVÁNÍ.....	10
2.1.1 Hodnoty environmentálních statků a služeb a jejich klasifikace.....	10
2.1.2 Teorie celkové ekonomické hodnoty.....	11
2.1.3 Preference jednotlivce.....	14
2.2 VYUŽITÍ OCEŇOVÁNÍ NETRŽNÍCH STATKŮ A SLUŽEB.....	15
3. METODY OCEŇOVÁNÍ NETRŽNÍCH STATKŮ A SLUŽEB.....	17
3.1 METODY PROJEVENÝCH PREFERENCÍ.....	19
3.2 METODY STANOVENÝCH PREFERENCÍ.....	19
3.3 METODA PODMÍNĚNÉHO HODNOCENÍ.....	22
3.3.1 Tvorba dotazníku.....	23
3.3.2 Validita a spolehlivost.....	27
3.3.3 Typy zkreslení.....	28
4. ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD.....	32
4.1 ZDROJE ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD A TYPY POLUTANTŮ.....	33
4.2 EUTROFIZACE, JEJÍ PŘÍČINY A DOPADY.....	35
4.2.1 Techniky odstranění eutrofizace.....	37
5. REŠERŠE STUDIÍ OCEŇOVÁNÍ KVALITY VOD.....	39
5.1 EKONOMICKÁ HODNOTA VODY.....	39
5.2 KONCEPTUÁLNÍ PŘÍSTUPY K OCEŇOVÁNÍ VOD.....	40
5.3 PŘEHLED STUDIÍ OCEŇOVÁNÍ KVALITY POVRCHOVÝCH VOD.....	41
5.4 ZÁVĚR.....	56
6. PŘÍPADOVÁ STUDIE MÁCHOVA JEZERA.....	58
6.1 USPOŘÁDÁNÍ PŘÍPADOVÉ STUDIE.....	59
6.1.1 Určení lokality.....	59
6.1.2 Vymezení předmětu oceňování.....	61
6.1.3 Stanovení cílové populace.....	64
6.2 DOTAZNÍK.....	64
6.3 FÁZE VÝZKUMU.....	67
6.3.1 Předvýzkum.....	67
6.3.2 Pilotní sběr dat.....	70
6.3.3 Hlavní sběr dat.....	77
6.4 ANALÝZA DAT.....	78
6.4.1 Reprezentativita dat.....	78
6.4.2 Deskriptivní analýza.....	80
6.4.3 Ochota platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře.....	85
6.4.4 Testování hypotéz.....	91
6.4.5 Agregace ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře.....	95
7. ZÁVĚR.....	97
SEZNAM TABULEK A GRAFŮ.....	101
POUŽITÁ LITERATURA.....	103
PŘÍLOHY.....	108

1. Úvod

Od šedesátých let 20. století si začínáme všimnout narůstající degradace životního prostředí (Carson, 1962; Meadows et al., 1972; Brundland et al., 1991). Spolu s tím vzrůstá i zájem o problematiku znečištění životního prostředí a o životní prostředí vůbec. Důsledky degradace životního prostředí jsou pozorovatelné i v České republice (Zpráva o životním prostředí České republiky, 2004; OECD, 2005). Nejedná se však již pouze o lokální projevy, ale dnešní informační technologie dokumentují, že problémy podobného charakteru se objevují po celém světě. Evidentní jsou v tomto smyslu stále častější extrémní výkyvy počasí, na které nejsme, především ve střední Evropě, zvyklí. Evidentní je také podíl lidské společnosti na těchto změnách. Dopady lidské činnosti výrazně ovlivňují průběh přírodních procesů (IPCC, 2001; Ekosystémy a lidský blahobyt, 2005) a mohou vést k dramatické proměně současné podoby řady významných ekosystémů. Pro mnoho lidí však ochrana životního prostředí není samozřejmostí, samozřejmostí je pro ně naopak řada statků a služeb, které příroda lidské společnosti poskytuje.

Předmětem této práce je stanovení odhadu přínosů ze zlepšení kvality povrchových vod pomocí metody podmíněného hodnocení. Stanovení ceny životního prostředí umožňuje jeho zohlednění v tržních mechanismech, na kterých stojí většina společenských systémů dneška. Zahrnutí do tržních mechanismů může znamenat, že přírodní statky a služby, které dnes již bezesporu ovlivňujeme, budeme při našich každodenních rozhodnutích lépe a důkladněji zohledňovat. Ve společnosti, která funguje především na tržních mechanismech, je myšlenka ocenit netržní statky a služby, které jsou zatím neomezeně využívány, velmi pragmatická.

Metody oceňování netržních statků se v environmentální ekonomii rozvíjejí již 50 let (Smith, 2004). Za tuto dobu došlo k výrazným vylepšením jejich metodologie a k zásadním průlomům v přístupech, jak získávat informace o chování a o záměrech chování jednotlivců. Na empirických výzkumech je patrné, že oceňování v environmentální ekonomii není doménou pouze ekonomů, ale že do něj pronikají postřehy také z jiných disciplín, které mají ke sledování chování jednotlivců blízko, jako je sociologie či sociální psychologie.

Bateman et al. (2005) hovoří o ekologické a o environmentální ekonomii jako o disciplínách, které nejsou radikálně odlišné, ale jsou spíše návratem k základním principům ekonomie, kterým je podle nich analýza skutečné hodnoty. Je otázkou, zda je vůbec možné stanovit peněžní částku, která by skutečně odpovídala hodnotě přírody. Tato cesta je ale přinejmenším jedním z pokusů, jak upozornit každého z nás, že bychom si přírody měli cenit.

Tato práce nejprve seznamuje čtenáře se základními východisky netržního oceňování a představuje typologii hodnot statků a služeb, kterou tento přístup při stanovování jejich ceny bere v úvahu.

K odhadu hodnoty environmentálních statků a služeb existuje v rámci environmentální ekonomie celá řada přístupů. V dalším kroku jsou proto stručně nastíněny metody, které je k tomu možné využít.

Podrobněji jsou představeny metody stanovených preferencí, které odhadují hodnotu statku konstrukcí hypotetického trhu, kdy jednotlivec vyjadřuje, jak by se v této hypotetické situaci choval. Specifikum těchto metod tedy spočívá v tom, že hodnota statku není odvozena z reálného chování jednotlivce, tedy z voleb, které na trhu provedl, nýbrž ze záměru jeho chování. Proto tyto metody musí obsahovat řadu nástrojů k ověření, zda tento záměr odpovídá skutečnému chování jednotlivce. Pro přiblížení těchto nástrojů je věnována zvláštní pozornost metodě podmíněného hodnocení, jako jedné z metod stanovených preferencí a jsou představeny základní momenty důležité pro její použití v praxi.

Jádrem této práce je využití metody podmíněného hodnocení k ocenění zlepšení kvality vody Máchova jezera. Metoda podmíněného hodnocení zjišťuje preference jednotlivců pomocí hypoteticky formulované změny v kvalitě nebo kvantitě oceňovaného statku. Hypotetickým produktem, neboli environmentálním statkem, který je v této práci oceňován, jsou přínosy, které by přineslo zlepšení kvality eutrofizované vodní plochy místním obyvatelům.

V poslední době je celosvětově pozorovatelný nárůst eutrofizace vodních ploch a o eutrofizaci se hovoří jako o globálním problému. Nebezpečím je přitom tzv. antropogenní nebo-li indukovaná eutrofizace, která je způsobena především únikem živin z odpadních vod domácností a ze zemědělské činnosti do vodních ploch. Ohroženy nejsou pouze sladké povrchové vody, ale i moře a oceány. Jedním z faktorů, který má vliv na proces eutrofizace jsou fyzikální podmínky – světlo a teplo. Hovoří se proto také o možných souvislostech mezi celosvětovým nárůstem eutrofizovaných vodních ploch a klimatickými změnami (Kočí et al., 2000).

Jedním z témat, kterým se tato práce věnuje je proto také problematika kvality a kvantity vod, se zvláštním důrazem na problematiku eutrofizace.

Součástí této práce je dále řešerše studií oceňování kvality vod, jejímž cílem je zmapování různých přístupů k oceňování kvality vod za použití metody podmíněného hodnocení jako podklad ke kritickému zhodnocení výzkumu na Máchově jezeře, který je předmětem empirické části této práce.

V empirické části této práce je představena případová studie Máchova jezera. Pozornost je v ní zaměřena na problémy spojené s přípravou samotného šetření, tedy výběrem

lokality, definicí předmětu oceňování a stanovením cílové populace. Dále jsou rozebrány jednotlivé fáze výzkumu, jejich specifika a jsou vyvozena doporučení, která plynou ze zkušenosti s použitím metody podmíněného hodnocení v praxi.

Nakonec jsou vyhodnocena získaná data. Je ověřena jejich reprezentativita a jsou analyzovány vybrané proměnné, které mohou mít zásadní vliv na validitu získaných hodnot.

Pro tuto práci byly formulovány následující výzkumné otázky: *Jaké je využití Máchova jezera místními obyvateli a souvisí toto využití s vyšší ochotou platit za zlepšení kvality jeho vody?*

Tato práce tedy předpokládá vztah mezi ochotou platit a sledovanými užitnými hodnotami, které oceňovaný produkt představuje pro místní obyvatele. Tyto výzkumné otázky byly formulovány do následujících hypotéz:

1. Místní obyvatelé využívají Máchovo jezero nejčastěji ke koupání.
2. Ochota platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře je vyšší u respondentů, kteří vodní plochu využívají k vlastní rekreaci.
3. Existuje vztah mezi vyšší ochotou platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře a předpokládaným využitím vodní plochy respondentem po zlepšení kvality vody.

Testování těchto hypotéz je věnována poslední část této práce.

2. Oceňování netržních statků a služeb

Příroda poskytuje člověku statky a služby, které mají svou specifickou hodnotu. Takovou hodnotu je možné vyjádřit různými způsoby. Při jejich toku lidskou společností, jejich směňování či dalším zpracování je vyjadřována v peněžních jednotkách; hodnota statků a služeb získaných z přírodního prostředí, podobně jako služeb poskytovaných společností, je zastoupena cenou.

Z hlediska ekonomie je optimální cena (hodnota statku) dosažena v bodě, kde se střetávají křivka nabídky a poptávky. Z tohoto schématu jsou však vyloučeny takové statky a služby, které, přestože jsou užívány nebo spotřebovávány, nemají stanovenou cenu. Hodnota statku, která není zastoupena cenou, není také nijak zohledněna v tržních mechanismech, přestože do nich může vstupovat a ovlivňovat tak chování jednotlivých aktérů na trhu.

2.1 Východiska netržního oceňování

2.1.1 Hodnoty environmentálních statků a služeb a jejich klasifikace

Přírodní prostředí lze z antropocentrického hlediska chápat jako zdroj statků a služeb.¹ Některé poskytované statky mají tržně stanovenou cenu, jedná se především o přírodní zdroje (dřevo, fosilní paliva, nerostné suroviny atd.). Příroda však neposkytuje pouze tyto hmotné statky, ale zásadní jsou také určité „služby“ jako např. absorpce odpadů, které mají významnou hodnotu. Řada z těchto služeb však není nijak vyjádřena v peněžních jednotkách.

Podle Freemana (2003) poskytuje přírodní prostředí ekonomice čtyři základní toky služeb:

- i) slouží jako **zdroj materiálových vstupů** a je zásobárnou genetických informací, které zajišťují stabilitu a resilienci systému,

¹ V souvislosti s rostoucími obavami z důsledků degradace životního prostředí pro současné i budoucí generace, a z nerovnosti mezi průmyslovým Severem a rozvojovým Jihem se od šedesátých let 20. století rozvíjí debata ohledně etických základů ekonomie, která je součástí širší diskuze o udržitelném rozvoji. Turner et Pearce (1993) rozdělují koncept udržitelnosti do čtyř stupňů – od velmi slabé po velmi silnou udržitelnost, které se liší mírou omezení využívání přírodních zdrojů (Turner et Pearce, 1993 in Bateman et al., 2005). Podle Batemana et al. (2005) může právě myšlenka udržitelného rozvoje představovat alternativu k utilitarismu jako nový etický základ pro ekonomii. Bateman et al. (2005) proto hovoří o ekologické a o environmentální ekonomii jako o disciplínách, které nejsou radikálně odlišné, ale jsou spíše návratem k základním principům ekonomie, kterým je podle něj analýza skutečné hodnoty (*true value*). Koncept celkové ekonomické hodnoty, který je přejat v metodice netržního oceňování environmentální ekonomie ve své konvenční podobě vychází z utilitarismu. Jeho výstupy je však možné využít při rozhodování se zohledněním principů udržitelnosti, jako např. principu předběžné opatrnosti nebo podmínky rovnosti.

- ii) poskytuje **životadárné služby** (*life-support services*), jako jsou atmosféra nebo klima,
- iii) poskytuje **blahodárné funkce** (*amenity services*), neboli pohodlí, příjemnost, jako je rekreace, možnost pozorovat divoké druhy zvířete, estetické funkce a
- iv) slouží jako **úložiště odpadů**, tedy má schopnost absorbovat vedlejší produkty ekonomické činnosti.

Přírodní prostředí poskytuje také služby, které nejsou nijak spojeny s přímým užitekem, tedy **neužitné** a **existenční hodnoty**.

Dále Freeman (2003) rozděluje služby poskytované přírodními ekosystémy na **přímé**, to jsou ty, z nichž má člověk přímý užitek, např. materiálové toky a životadárné služby, a na **nepřímé**, které nemají přímý vliv na blahobyt člověka, podporují však jiné přírodní procesy, které jsou pro člověka hodnotné, resp. jsou nutné z hlediska jeho přežití jako druhu. Za takové nepřímé služby můžeme považovat např. recyklaci živin, rozklad organických materiálů, tvorbu a obnovu úrodnosti půdy apod.

2.1.2 Teorie celkové ekonomické hodnoty

Výchozím konceptem oceňování netržních statků je v environmentální ekonomii teorie celkové ekonomické hodnoty. Cílem oceňování je přitom získat tuto celkovou ekonomickou hodnotu statku, která se skládá jak z jeho tržních, tak i netržních přínosů (Bateman et al., 2002). Freeman (2003: 5) definuje celkovou ekonomickou hodnotu systému zdrojů a přírodního prostředí jako „sumu diskontovaných současných hodnot toků všech jeho služeb“.

Celková ekonomická hodnota je v environmentální ekonomii rozdělena na **užitné** a **neužitné hodnoty**. **Užitné** hodnoty mohou být **přímé**, to jsou takové, ze kterých má sám jednotlivec přímý užitek, nebo **opční**, kdy má statek nebo služba pro aktéra potenciální hodnotu do budoucna. Užitné hodnoty jsou tedy všechny ty, z nichž má nebo může mít užitek sám jednotlivec.

Dále však zahrnuje celková ekonomická hodnota ještě **neužitné** hodnoty, tedy takové, z nichž jednotlivec sám nemá užitek. Mezi tyto typy hodnot řadíme **hodnotu odkazu**, kdy jednotlivec statku přiřazuje hodnotu pro užitek ostatních – buď ostatních jednotlivců nebo budoucích generací a **existenční hodnotu**, která může být interpretována jako uspokojení jednotlivce ze samotné existence statku nebo služby. Diskutovány jsou také hodnoty nezávislé na člověku², především hodnota statku nebo služby samé pro sebe (tzv. **vnitřní**

² Tuto problematiku diskutuje např. Bateman (2005: 2–3) na základě širší roviny různých přístupů ekologické etiky a teorií hodnot.

hodnota, *intrinsic value*).³ Neužitné hodnoty jsou z ekonomického hlediska důležité tehdy, pokud se jedná o statek nebo službu, která nemá žádné nebo velmi málo substitutů.⁴

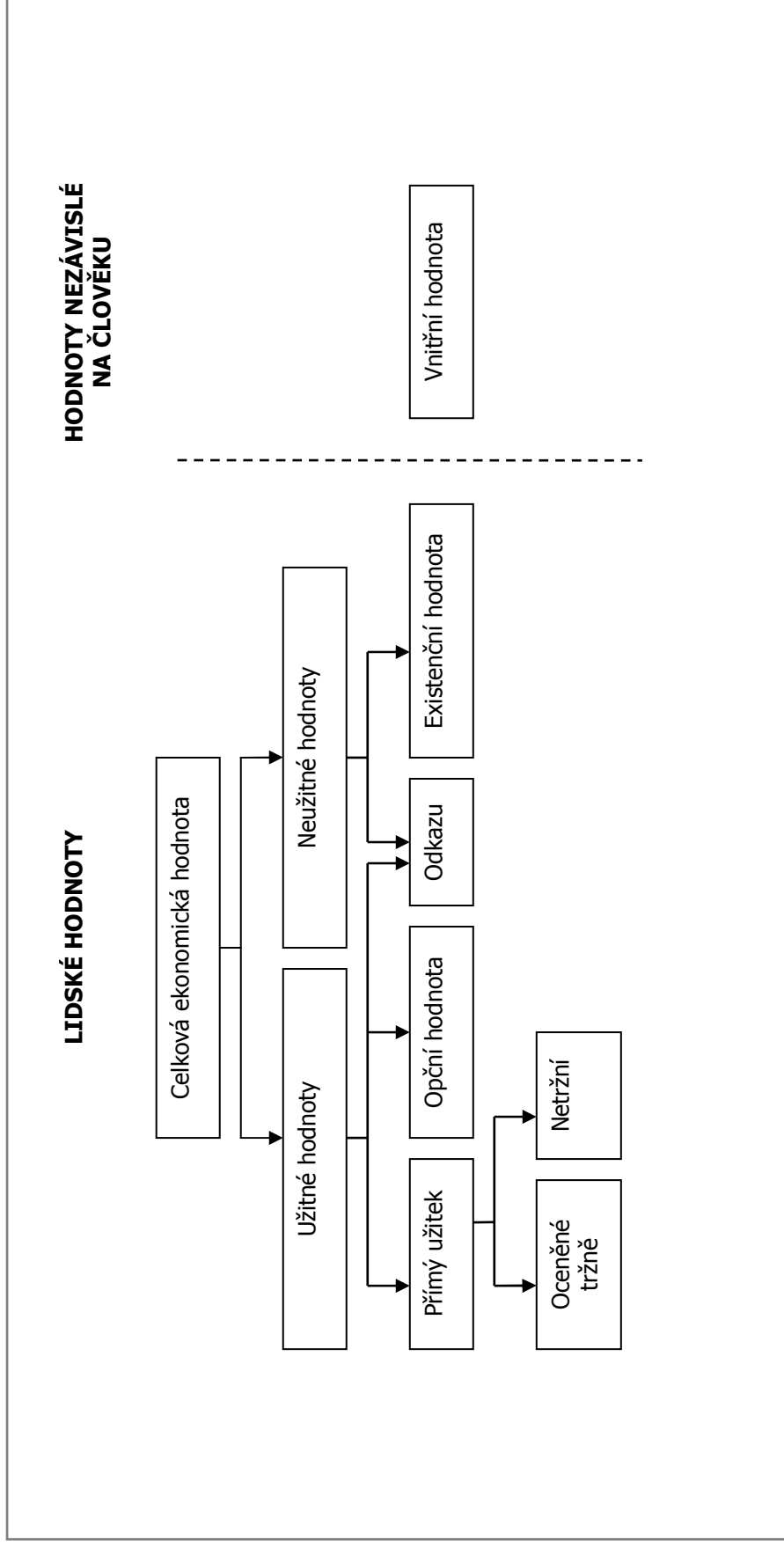
Jednotlivé metody oceňování jsou navrženy tak, aby zachycovaly určité typy statků nebo jejich vybrané hodnoty. Při výběru metody, kterou chceme použít, je tedy vždy třeba nejdříve dostatečně posoudit, co je vlastním předmětem oceňování, případně za jakým účelem je statek oceňován, a podle toho teprve zvolit adekvátní přístup.⁵ Ideální je potom metody stanovených a projevených preferencí kombinovat, to však nemusí být možné kvůli jejich finanční a časové náročnosti (Bateman et al., 2002).

³ Protože netržní oceňování je založeno na preferencích jednotlivce, může být sporné zahrnutí vnitřní hodnoty do analýz, protože je definována jako hodnota, která spočívá v samotném statku nezávisle na lidských preferencích. Představa o vnitřní hodnotě však může mít vliv na výši ochoty platit nebo přijmout kompenzaci, a je proto třeba tuto možnost zahrnout do celkové ekonomické hodnoty, přestože nemá přímou souvislost s preferencemi jednotlivce (Bateman 2002: 31).

⁴ Vzácnost statku (*scarcity*) zvyšuje jeho ekonomickou hodnotu.

⁵ Např. metody projevených preferencí dokáží postihnout užité hodnoty sledováním chování jednotlivců projeveného na trzích. Pokud však chceme postihnout i hodnoty neužitné, musíme k jejich odhadu využít metody stanovených preferencí.

Tabulka 2.1: Celková ekonomická hodnota



Zdroj: Bateman et al. (2005: 2).

2.1.3 Preference jednotlivce

Každý jednotlivec se na trhu rozhoduje na základě svého rozpočtového omezení. V rámci tohoto omezení volí mezi určitými variantami statků a služeb, přičemž může měnit jejich zastoupení. Tento proces je označován jako tzv. *trade off*. Rozhodování jednotlivce je potom ovlivněno množstvím voleb mezi jednotlivými statky a službami, které má k dispozici (Bateman et al., 2002).

Základním smyslem ekonomické aktivity je v neoklasické ekonomii zvýšení blahobytu jednotlivců, kteří tvoří společnost; zároveň tato teorie předpokládá, že každý jednotlivec dokáže nejlépe posoudit, jak příhodná je pro něj z hlediska jeho blahobytu daná situace.⁶ Pokud tedy stanovujeme ekonomickou hodnotu určitého statku nebo služby, stanovujeme míru přispění tohoto statku k lidskému blahobytu.

Oceňování statků a služeb vycházející z teoretického konceptu neoklasické ekonomie je založeno výhradně na individuálních preferencích spotřebitelů. Antropocentrická orientace ekonomického oceňování však nevyklučuje zájem či obavy o přežití a blahobyt jiných druhů. Na volbu jednotlivce, vyjadřujícího ekonomickou hodnotu, může mít vliv řada faktorů, přežití jiných druhů si mohou jednotlivci cenit také z altruistických či etických důvodů.

Protože základním principem oceňování jsou preference jednotlivce, nemůže takto formulovaná ekonomická teorie poskytnout žádné techniky nebo metody k oceňování environmentálních statků a služeb vycházející explicitně z hodnotového systému, který by nebyl centrálně založen na člověku. Přitom však nerozlišuje mezi motivy jednotlivce vedoucími k vyjádření hodnoty, kterou pro něj daný statek nebo služba představují. Pokud bere v úvahu vnitřní hodnotu statku, potom je vyjádřená hodnota z hlediska teoretického rámce netržních metod environmentální ekonomie stejně oprávněná jako v případě, kdy uvažuje zvyšování svého vlastního užitku nebo užitku ostatních lidí.

⁶ Ve svém rozhodování jedinci nezohledňují zisky nebo propady společenského charakteru, např. v oblasti komerčního rybolovu dochází k nadměrným výlovům nehledě na udržování minimální velikosti populace nutné k další reprodukci, automobilisté do své volby dopravního prostředku také většinou nezahrnou negativní společenské důsledky vypouštěných emisí apod. Hodnota stanovená takovýmto způsobem vyjadřuje pouze individuální preference, které, pokud obsahují celospolečenské dopady, potom pouze jako projev osobních motivů jednotlivce.

2.2 Využití oceňování netržních statků a služeb

Mezi důvody vedoucí k oceňování netržních statků patří např. potřeba kvantifikace externích efektů, které vznikají jejich spotřebou nebo užíváním. Freeman (2003: 2) definuje situaci, kdy dochází ke vzniku externích efektů, následovně: „Externality vznikají tehdy, když volba jednoho ekonomického aktéra ovlivňuje užitek nebo produkční funkci jiného ekonomického aktéra“.⁷

Hodnotu netržních statků je mnohdy třeba zahrnout také do analýz nákladů a přínosů. Analýza nákladů a přínosů je obecně považována za vhodný ukazatel výhodnosti nebo nevýhodnosti určitého konceptu z hlediska jeho ekonomických přínosů. Využívá tzv. kritéria efektivnosti (neboli kompenzačního kritéria), na jehož základě potom formuluje určitá doporučení. K nárůstu ekonomické efektivnosti dochází tehdy, pokud užítky těch, kteří určitou realokací zdrojů získávají, převáží nad náklady těch, kteří díky této realokaci ztrácejí, tedy ochota platit těch, kteří získávají, je vyšší než ochota přijmout kompenzaci těch, kteří ztrácejí (Bateman et al., 2002). Analýza nákladů a přínosů a hodnoty získané netržními metodami oceňování, které slouží jako vstupní data těchto analýz, mají sloužit pouze jako nástroj poskytující informace a podklady v procesu politických rozhodnutí, a tyto by v žádném případě neměly suplovat.

Zohlednit hodnotu netržních statků a služeb je třeba také v situaci, kdy je nutné regulovat tržní mechanismy např. reformou daňového systému; dále je potřeba znát tuto hodnotu při formulaci priorit jednotlivých politik. Pro implementaci jakéhokoli opatření je zapotřebí uvažovat veškeré náklady a užítky s ním spojené. Protože současná tržní cena určitého statku představuje pouze nižší hranici ochoty platit za daný statek, je třeba při posuzování nových politik a stanovování strategií zařadit vedle tržních hodnot také netržní hodnoty statků a služeb.

Hlavním přínosem oceňování netržních statků a služeb je možnost využít jejich výsledky při evaluaci nových projektů nebo programů. Netržní metody oceňování hodnotí vždy určitou kvalitativní nebo kvantitativní změnu (Melichar et Ščasný, 2005). Lze jimi ocenit

- i) poskytnutí určitého environmentálního statku nebo služby,
- ii) jeho zlepšení nebo zhoršení nebo
- iii) vymizení určitého statku nebo služby, která byla dříve k dispozici.

Jedná se tedy vždy o prospěch nebo ztrátu v souvislosti s netržním statkem nebo službou.

⁷ K problematice externích efektů např. Verhoef (Verhoef in van den Bergh, 2002: 197–214).

Mimo oblast životního prostředí lze tyto metody uplatnit také na oceňování veřejných statků a služeb v jiných oblastech jako jsou vzdělávání, percepce rizik, zdraví apod.⁸ Metody vycházející z konceptu celkové ekonomické hodnoty mohou být také vhodným nástrojem analýzy chování jednotlivců.

Existuje několik způsobů, jak netržní statky a služby ocenit. Předmětem této práce jsou netržní metody oceňování uplatňované v environmentální ekonomii, které vycházejí z teoretického konceptu neoklasické ekonomie. Vedle těchto metod oceňování je možné přiřadit statkům a službám, které neprocházejí trhem, určitou peněžní hodnotu také arbitrárním určením peněžní hodnoty; s tímto přístupem se můžeme často setkat např. v legislativě. Dále se využívají také tzv. expertní metody, které určují peněžní hodnotu environmentálního statku na základě funkce stanovené „expertem“, kterou tento statek plní v určitém ekosystému.⁹

⁸ V České republice byly netržní metody oceňování využity mimo oblast životního prostředí také např. pro ocenění pracovních rizik (v rámci projektu „Vliv změn světa práce na kvalitu života“, projekt financovaný MPSV, realizátorem relevantní části projektu je COŽP UK).

⁹ Metodiku těchto přístupů lze nalézt v následujících publikacích: Vyskot, I., et al.: Kvantifikace a hodnocení funkcí lesů České republiky, Praha, MŽP ČR, 2003. ISBN 80-7212-264-9., Šišák, L., Švihla, V., Šach, F.: Oceňování společenské sociálně-ekonomické významnosti základních funkcí lesa, Praha, MZE ČR, 2002. ISBN 80-7084-234-2., Seják, J., Dejmal, I. et al.: Hodnocení a oceňování biotopů České republiky, Praha, Český ekologický ústav, 2003. ISBN 80-85087-54-5.

3. Metody oceňování netržních statků a služeb

Tato práce se zabývá metodami, které sledují chování a volby jednotlivců. Tyto metody můžeme rozdělit na dva základní typy. Jedná se o přístupy, které sledují tzv. **projevené preference** (*revealed preferences*), tzn. sledují skutečné chování spotřebitelů na reálných trzích a hodnotu statku potom odvozují z tohoto chování, a o přístupy sledující tzv. **stanovené preference** (*stated preferences*),¹⁰ které jsou založeny na přímém dotazování lidí na jimi stanovenou cenu určitého environmentálního statku nebo služby¹¹ (Haab, McConnell, 2002; Freeman, 2003; Markandya et al., 2002).

V souvislosti s netržním oceňováním v ekonomii lze jednotlivé hodnoty statků a služeb klasifikovat z různých hledisek:

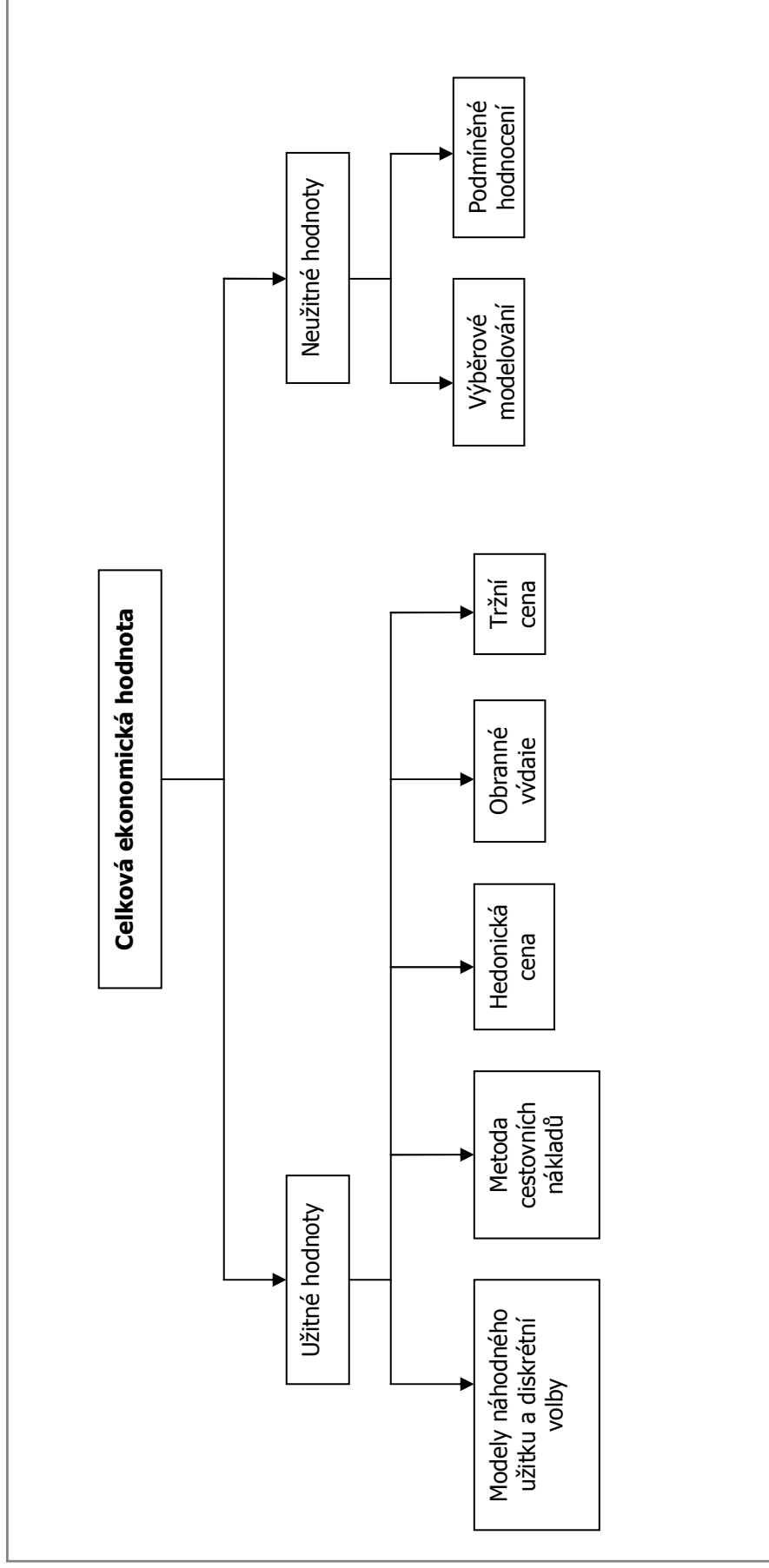
1. podle **typu** přírodního **zdroje** nebo média,
2. zda se jedná o **tržní** nebo **netržní** statek a jakým způsobem je tedy ovlivněn ekonomický blahobyt člověka – zda má statek efekt na tržní systém, např. změnami v příjmu nebo v dostupnosti a v cenách tržních statků nebo má naopak vliv na dostupnost statků a služeb, které se na trhu normálně neobjevují – např. na zdraví nebo pohodlí, příjemnost, které poskytuje přírodní prostředí, tedy estetické nebo rekreační funkce apod.,
3. zda má statek nebo služba na člověka **přímý** nebo **nepřímý vliv** – např. přímé důsledky znečištění ovzduší na nemocnost nebo úmrtnost lidské populace, či nepřímý vliv skrze dopady na jiné živé organismy nebo neživou hmotu., např. škody na materiálech apod., nebo
4. podle typu **hodnoty** – **užité, neužité**, kterou statek představuje pro člověka – jedinec si statku cení, protože z něho má užitek, či nezávisle na jakémkoli typu pozorovatelného užitku (tzv. neužité nebo pasivní hodnoty) (Freeman, 2003: 12–14).

V závislosti na jednotlivých charakteristikách statku podle výše uvedeného rozdělení je volena vhodná metoda. Tabulka 3.1 znázorňuje schéma možného využití metod podle typu hodnoty (užité, neužité), kterou oceňovaný statek představuje.

¹⁰ Terminologická poznámka: V překladech anglických označení se můžeme setkat také s termíny odhalené preference (*revealed preferences*) a vyjádřené preference (*stated preferences*).

¹¹ Melichar et Ščasný (2005: 8) uvádějí přehled různých způsobů klasifikace netržních metod oceňování a přístupů.

Tabulka 3.1: Rozdělení netržních metod oceňování podle typu hodnot



Zdroj: Bateman et al. (2002: 30).

3.1 Metody projevených preferencí

Metody projevených preferencí jsou založeny na modelech, které předpokládají určitý vztah mezi tržním a environmentálním statkem – *substituovatelnost* nebo *komplementaritu*. Jedná se především o následující metody (Freeman, 2003; Dvořák et al., v tisku):

1. **Přístup produkce domácností** (*household production method*) sleduje především náklady domácností na odstranění poškození hmotného majetku, způsobených např. znečištěným ovzduším, nebo na zamezení určitému znečištění, např. izolací oken proti hlukovému znečištění apod.
2. **Metoda cestovních nákladů** (*travel cost method, TCM*) je založena na myšlence kombinace tržního statku se statkem environmentálním. Cestovní náklady vynaložené na cestu do určité přírodní lokality (např. národního parku) jsou chápány jako zástupná cena dané návštěvy. Tato metoda je využívána především k odhadu hodnot spojených s rekreačními oblastmi.
3. **Přístup hedonické ceny** (*hedonic price*) sleduje, jak se mění cena tržního statku v závislosti na změně statku environmentálního. Tento model se aplikuje především na trh s nemovitostmi a na trh práce.

Tato práce se dále zabývá výhradě metodami stanovených preferencí. Podrobněji se metodám projevených preferencí věnuje Dvořák et al. (v tisku) nebo Freeman (2003).

3.2 Metody stanovených preferencí

Na rozdíl od metod projevených preferencí metody stanovených preferencí volby založené na reálném chování nesledují. Při použití těchto metod se záměrně vytváří hypotetická situace, v podstatě je vytvořen hypotetický trh, který je jednotlivci představen. Tato hypotetická situace mapuje určitou kvalitativní nebo kvantitativní změnu environmentálního statku nebo služby, podmínky, za kterých by k takové změně došlo a dopady, jež by měla na jednotlivce (resp. jeho blahobyť). Ten je potom postaven do situace, kdy musí zvolit, jak by za daných podmínek jednal. Základním předpokladem získání hodnot těchto statků je vytvoření hypotetické situace, která simuluje reálný trh tak, abychom získali co možná nejvěrnější podobu chování jednotlivce, pokud by takový trh skutečně existoval, tzn. opravdu nastala ilustrovaná situace. Stanovené preference jsou tedy takové techniky, které aplikací dotazníkového šetření získávají informace o preferencích jednotlivců ohledně optimální alokace jejich nákladů a užitků (Freeman, 2003; Bateman et al., 2002).

Podle Batemana et al. (2002) je vhodné využívat metody stanovených preferencí až tehdy, když nemáme jinou možnost, jak potřebné informace o chování jednotlivců získat, především z jejich chování na reálných trzích. Výhodou metod stanovených preferencí oproti metodám projevených preferencí je možnost obsáhnout i ty jedince, kteří, přestože v současnosti žádný statek nevyužívají, mohou mít zájem na zachování takového statku pro jeho eventuální využití v budoucnu. Takoví jedinci jsou označováni jako tzv. **opční uživatelé** (*option-users*) nebo **neuživatelé** (*non-users*) (Bateman et al., 2002). Metody projevených preferencí ani žádné jiné metody, kromě metod stanovených preferencí, nejsou doposud schopny takového jedince a jejich preference zachytit.

Na základě vyjádřených preferencí jednotlivce je měřen kompenzační nebo ekvivalentní přebytek, tedy změna blahobytu jednotlivce, jejichž indikátorem je **ochota platit** (*willingness to pay, WTP*) nebo **ochota přijmout kompenzaci** (*willingness to accept, WTA*).

Metody stanovených preferencí můžeme rozdělit podle způsobu kladení otázky na ochotu platit na

- **metody výběrového modelování** (*choice modelling, CM*) a
- **metody podmíněného hodnocení** (*contingent valuation methods, CVM*),¹² které jsou zatím nejrozšířenějším typem metod stanovených preferencí.

V metodách podmíněného hodnocení se ptáme respondentů na jejich ochotu platit (WTP) nebo přijmout kompenzaci (WTA) za určitou změnu v environmentálním statku nebo službě. Je několik technik, jak tuto otázku pokládat, každá z nich má přitom svá omezení.¹³ Odpovědi získané touto formou jsou přímým vyjádřením hodnoty, kterou oceňovaný statek pro jednotlivce představuje a jsou interpretovány jako měřítko kompenzačního nebo ekvivalentního přebytku (Freeman, 2003). Využití výsledků těchto metod je často předmětem diskuzí. Kontroverzní je přitom především otázka, jak validní a spolehlivá jsou data získaná na základě hypoteticky vytvořené situace.¹⁴

Tato práce se dále zabývá metodou výběrového modelování (*choice modelling, CM*),¹⁵ a především podmíněného hodnocení (*contingent valuation method, CVM*).¹⁶ V těchto

¹² Vedle těchto přístupů je možné aplikovat ještě tzv. experimentální přístup, kdy přímo vytváříme situaci, která má všechny charakteristiky reálného trhu a sledujeme chování jednotlivců v této situaci. O tomto přístupu více viz.: Kolstad, C.D. (2000): *Environmental Economics*. Oxford University Press. New York. ISBN 0-19-511954-1.

¹³ Jednotlivé typy licitačních formátů a omezení s nimi spojených jsou uvedeny v kapitole 3.3.1. této práce.

¹⁴ Omezením metody podmíněného hodnocení se podrobněji věnuje kapitola 3.3.

¹⁵ Terminologická poznámka: Pro označení těchto technik se používají různé termíny např. *stated choice methods*, *attribute-based methods* nebo *choice modelling*. V této práci budeme pro označení těchto technik dále používat termín „metody výběrového modelování“.

¹⁶ Obdobně rozděluje metody stanovených preferencí Freeman (2003) dále na techniky odhalující hodnotu přímo a ty, kdy je nutné využít analytické modely představující respondentovi sadu hypotetických alternativ popisujících

přístupech jsou využívána dotazníková šetření, získáváme tedy primární data. Z hlediska uspořádání dotazníku a jeho provedení jsou oba přístupy velmi podobné, výrazné rozdíly jsou v podobě hypotetického scénáře a především ve formě, jakou se ptáme na ochotu platit. V metodách výběrového modelování se respondentů neptáme přímo na částku, jakou by byli ochotni platit za navrhovanou změnu, ale tuto změnu vždy kombinujeme s řadou jiných atributů, přičemž jedním z nich je také určitá forma finanční participace respondenta. Na základě jednotlivých voleb respondenta potom pomocí vytvořeného analytického modelu odvozujeme peněžní hodnotu oceňovaného statku.

Bateman et al. (2002: 248) klasifikuje následující metody výběrového modelování:

1. Výběrový experiment (*choice experiment*)

Zde jsou respondentovi představeny sady alternativ, z nichž si má vybrat tu, kterou by nejspíše preferoval. V každé takové sadě voleb by měla být zahrnuta také stávající situace (*status quo*).

2. Podmíněné srovnávání (*contingent ranking*)

Zde má respondent seřadit sadu alternativních možností, z nichž každá je charakterizována určitým počtem atributů. Tyto atributy jsou v každém výběru představovány v různém podílu. Jednotlivé volby má respondent seřadit podle svých preferencí.

3. Podmíněné bodování (*contingent rating*)

Respondentovi je postupně představeno několik scénářů. Každý z těchto scénářů má respondent při jeho představení zařadit na určité škále nebo stupnici. Tento přístup tedy nezahrnuje přímé srovnávání alternativních výběrů.

4. Párové srovnávání (*paired comparison*)

Tento přístup kombinuje prvky výběrového experimentu a podmíněného bodování. Respondentovi jsou zde představeny dvě sady výběrů, z nichž má vybrat tu, kterou preferuje a ještě označit intenzitu své preference na škále nebo stupnici.

Techniky výběrového modelování jsou založeny na předpokladu, že každý statek může být charakterizován různými atributy. Např. vodní plochu lze popsat na základě kvality vody. Zaměřují se přitom na změny v těchto jednotlivých attributech a úroveň jejich zastoupení v celku. Protože v důsledku takovýchto změn může dojít zároveň ke změně jednotlivých statků a služeb, které jsou nabízeny, mění se jak celková hodnota, tak i hodnota jednotlivých atributů. Techniky výběrového modelování dokáží odhadnout užité i neužité hodnoty. Při použití metod výběrového modelování můžeme odhalit

skupiny různých environmentálních atributů, které má seřadit podle svých osobních preferencí nebo si vybrat tu, kterou upřednostňuje před ostatními apod.

1. které z atributů jsou signifikantními faktory při rozhodování jednotlivců o hodnotách, jež pro ně netržní statky představují,
2. implicitně pořadí těchto jednotlivých atributů,
3. hodnotu současné změny více než jednoho z těchto atributů,
4. celkovou ekonomickou hodnotu zdroje nebo statku (Bateman et al., 2002: 250).¹⁷

Metody výběrového modelování je proto vhodné aplikovat tehdy, chceme-li ocenit jednotlivé atributy statku. Podle Batemana et al. (2002) mohou být metody výběrového modelování pro respondenty pochopitelnější, protože se v nich neptáme na peněžní hodnotu přímo.¹⁸

3.3 Metoda podmíněného hodnocení

Metoda podmíněného hodnocení patří mezi tzv. přímé metody. Její aplikace je proto vhodná v případech, kdy chceme znát celkovou hodnotu statku, a ne hodnotu jeho jednotlivých atributů. Pro aplikaci obou přístupů (výběrového modelování i podmíněného hodnocení) jsou některé postupy společné, zásadní rozdíly nacházíme ve tvorbě a podobě hypotetického scénáře, tedy způsobu, jakým je respondentovi představena hypotetická změna, a tedy oceňovaný statek.

Při aplikaci metod stanovených preferencí je třeba postupovat v několika fázích.¹⁹ Výchozí je **definice předmětu oceňování** a následný **výběr metody oceňování** na základě této definice, případně typu hodnot, které statek představuje. Volba **způsobu sběru dat** (osobní rozhovory, rozesílání dotazníků poštou, rozhovor po telefonu apod.), má úzkou návaznost na **stanovení cílové populace** a velikosti vzorku, tzn. těch jednotlivců, kteří by byli představovanou změnou ovlivněni. Oceňované typy hodnot jsou klíčové i při určování cílové populace. Především u environmentálních statků a služeb nemusí být cílová populace jasně geograficky vymezena. Je třeba rozlišit, zda se jedná o uživatele nebo neuživatele statku, a či preference mají být zachyceny. Pro velikost, či vzdálenost populace, na kterou bude mít vyvolaná změna vliv, může být rozhodující

¹⁷ Bateman et al. (2002: 250) však podotýká, že pouze techniky výběrového experimentu a podmíněného srovnávání jsou zcela v souladu s ekonomickou teorií blahobytu, což umožňuje interpretovat výsledky jako rovné mezní nebo celkové hodnotě a využít je tak pro analýzu nákladů a užitků. Aby bylo možné hodnoty získané metodami výběrového modelování přeměnit z relativních na absolutní, je třeba představit vždy jako jednu z možných voleb tzv. nulovou variantu, tedy stávající situaci (*status quo*), bez jakékoli změny.

¹⁸ Respondenti mohou mít problém s určením peněžní hodnoty pro statek, o kterém takto nikdy neuvažovali, nemusí proto určit částku skutečně odpovídající hodnotě, kterou pro něj statek představuje.

¹⁹ Při tvorbě dotazníku – tedy nástroje k získání hodnot je zásadní spolupráce s odborníky z jiných vědních disciplín. Při výběru cílové populace je nutné konzultovat způsob výběru se sociology, při stanovování statku nebo služby, případně jejich atributů je třeba dostatečně konzultovat tuto problematiku s odborníky na dané téma tak, abychom byli schopni oceňovaný statek odpovídajícím způsobem nejen popsat a být schopni nastínit věrohodně hypotetickou situaci, do které respondenta stavíme, ale především, abychom správně pochopili funkce statku, jehož hodnotu chceme stanovit.

- i) vzácnost nebo substituovatelnost statku, který je předmětem oceňování,
- ii) míra obeznámenosti případných respondentů se statkem nebo službou,
- iii) intenzita nebo velikost oceňované změny,
- iv) kontext využití výsledků oceňování (např. je-li jako platební prostředek uvažováno zvýšení místních poplatků, nemůže být dotazování provedeno v celé republice, ale pouze na populaci daného regionu apod.).

Další zásadní krok představuje volba **licitačního formátu** (*elicitation format*), podle něhož se následně přistupuje k analýze dat a volba **platebního prostředku** (*payment vehicle*), který může mít významný vliv na věrohodnost celého scénáře a výskyt protestních odpovědí.

Jednotlivé kroky sběru dat by měly sledovat zavedené postupy sociologického šetření, tzn. fáze testování – předvýzkum, např. formou skupinových rozhovorů a pilotní sběr dat, které předchází hlavnímu sběru dat, a umožní přehodnocení a úpravy dotazníku. Následuje analýza dat, testování jejich validity a spolehlivosti, agregace výsledků ze vzorku na celou cílovou populaci a interpretace získaných hodnot (Bateman 2002: 84).

3.3.1 Tvorba dotazníku

Dotazník slouží ke zjištění individuálních preferencí za určitou změnu v kvalitě nebo kvantitě statku a převodu těchto preferencí na peněžní jednotku, tzn. zjištění maximální ochoty platit nebo minimální ochoty přijmout kompenzaci jednotlivce. Musí proto splňovat určité požadavky, které povedou k získání co nejpravdivějších hodnot, a zároveň obsahovat určité mechanismy, které umožní jejich ověření (testy validity a spolehlivosti).

Dotazník pro potřeby metod stanovených preferencí je oproti jiným typizovaným formám dotazníků, které jsou využívány pro klasická sociologická šetření, specifický, a to z několika důvodů. Respondent je nucen uvažovat o tom, jaké dopady na něj bude mít předkládaná změna. Je postaven do pro něj atypické situace, protože se jedná o statky nebo služby, které jinak nejsou na trhu směňovány, a do této doby o nich nikdy takto uvažovat nemusel. Opatření, které by mělo ke změně vést, a samotná změna musí být respondentovi detailně dopředu popsána. Přestože se jedná o hypotetickou situaci, měl by tento popis působit co nejvěrohodněji, a pokud možno jako reálná situace, která by mohla opravdu nastat.

Dalším důvodem může být neobeznámenost s nabízeným statkem nebo službou. Respondent nemusí některá nutná opatření a důvody k nim vedoucí znát. Může se tedy dostat do situace, kdy má určit, nakolik si cení něčeho, s čím se dosud neměl možnost setkat. Dotazník proto musí obsahovat poměrně detailní popisnou část, tzv. **scénář** (*valuation scenario*), který v úvodu rozhovoru respondentovi představuje danou

problematiku a oceňovaný statek, a formuluje hypotetickou situaci, v níž dochází ke změně v kvalitě nebo kvantitě statku. Přitom musí být dodrženo časové a prostorové omezení. Respondent nesmí být informacemi zahlcen, ale musí mít dostatečné podklady, na základě nichž se může rozhodnout. Rozhodnutí každého z respondentů by ideálně mělo vycházet z obdobných informací.

Přesná definice oceňované změny přitom může být velmi komplikovaná. Opatření, které by mělo ke změně vést nemusí být zcela jednoznačné nebo nemusí být známy všechny možné dopady s ním spojené, dále může být nejasné, jaké dopady bude mít navrhovaná změna na lidský blahobyt nebo je problematické tyto dopady formulovat jasným a pro respondenty snadno pochopitelným způsobem. Časová a prostorová limitace dotazníku nemusí umožnit dostatečné znázornění všech možných změn a jejich dopadů. Ke zvýšení pochopitelnosti a názornosti scénáře je vhodné využít různá grafická znázornění nebo fotografie, známo je dokonce i využití videoprojekce v některých studiích.

Scénář by měl obsahovat *popis opatření* nebo programu, které povede ke změně, *popis hypotetické tržní situace* a *popis způsobu platby*. Tyto tři okruhy jsou pro spolehlivost získaných hodnot zásadní; způsob jejich představení a formulace může mít významný vliv na respondentovu odpověď.

V rámci popisu opatření, které povede ke změně, je třeba srozumitelně představit jednotlivé znaky (charakteristiky) zkoumaného statku. Detailnost popisu a množství jednotlivých atributů, které jsou představovány, záleží především na prostoru, který dotazník poskytuje. Pokud se jedná o rozsáhlejší popis, je tedy třeba zvážit důležitost jednotlivých atributů pro sledovanou změnu a zařadit pouze ty z nich, které s ní bezprostředně souvisejí, a u nichž můžeme předpokládat, že změna v jejich kvalitě nebo kvantitě bude mít efekt na užitek cílové populace. Je tedy vhodné najít srozumitelné ukazatele této změny. Změna zde přitom znamená posun od výchozí (stávající) situace k cílovému stavu, kterého by bylo dosaženo po implementaci navrhovaného opatření. Dále je nutné představit všechny možné a dostupné substituty, a tedy míru jedinečnosti nebo vzácnosti oceňovaného statku.

Dalším smyslem scénáře je představení *hypotetického trhu (constructed market)*. Hypotetický trh musí zahrnovat instituci, která bude zodpovědná za poskytnutí oceňovaného statku nebo služby. V souvislosti s tím je třeba dostatečně zvážit, jakou instituci zde představíme. Pochybnosti o důvěryhodnosti této instituce mohou opět ovlivnit hodnocení respondentů a vést např. k vyššímu počtu protestních odpovědí indikujících, že scénář není pro respondenty dostatečně věrohodný nebo akceptovatelný. Respondenty je třeba přesvědčit o technické proveditelnosti opatření a vymežit podmínky, za jakých ke změně, a tedy k zajištění oceňovaného statku, dojde. Míra důvěry respondenta v realnost či hypotetičnost situace je zásadní. Respondent se může chovat strategicky (nahodnocovat

částku proto, aby zajistil poskytnutí statku, aniž by tuto částku musel zaplatit, nebo naopak podhodnocovat částku, pokud věří, že by ji opravdu musel zaplatit) a neuvádět svou skutečnou ochotu platit (Bateman et al., 2002: 128). Potencionální aktéři hypotetického trhu (respondenti) musí mít také jednoznačné informace o délce působnosti opatření, tedy jak dlouho bude za daných podmínek statek k dispozici, a za jak dlouho bude opatření implementováno (začne být účinné), kdo další bude participovat na financování opatření, a kdo ponese užitek nebo ztráty jím způsobené.

Volba *platebního prostředku* je dalším zásadním krokem. Jedná se o způsob platby vyjádřené ochoty platit. Lze použít např. navýšení daní, různé poplatky, navýšení cen, platbu do speciálního fondu apod. Pokud je platební prostředek zvolen nesprávně, může opět vést k řadě protestních odpovědí. Respondenti nemusí mít důvěru ve zvolený platební prostředek, a přestože pro ně má oceňovaný statek hodnotu, udají nulovou ochotu platit. Správné volbě platebního prostředku může napomoci testování různých variant a důvodů pro a proti v prvních fázích testování scénáře při skupinových rozhovorech.

Dále je třeba rozhodnout, zda bude uvažována platba jedince nebo domácnosti a přesně stanovit délku a intervaly platby v případě, že se nejedná o jednorázovou platbu.

Po scénáři následuje samotná otázka na ochotu platit, která má v metodě podmíněného hodnocení následující podobu: „Kolik byste byl/a ochoten/ochotna zaplatit za ...?“. Součástí formulace samotné otázky mohou být také podmínky, za kterých by ke změně došlo, případně doba trvání opatření a platby, a podmínky, za jakých by platili další aktéři hypotetického trhu. Jsou v ní tedy ve stručnosti shrnuty zásadní body představeného scénáře. Zároveň je třeba respondenta upozornit na jeho rozpočtové omezení, tedy na *trade off* za jiný statek, na jehož spotřebu tak rezignuje. To je důležité proto, aby měla udávaná částka reálnou vazbu na rozpočtové možnosti respondenta nebo jeho domácnosti.

Způsob výběru částky odpovídající ochotě platit je nazýván **licitační formát** (*elicitation format*). Licitací formát může mít několik podob (Bateman et al., 2002: 142). První z možností je tzv. **otevřená otázka** (*open ended question*). Respondentovi je položena otázka na jeho ochotu platit a on odpovídá, aniž by měl k dispozici jakoukoli pomůcku. Není tedy ovlivněn žádnou částkou, které by se při stanovování své ochoty platit mohl zachytit. Pro respondenty však může být tento způsob velmi náročný, protože mají určit peněžní částku za něco, o čem doposud takto nikdy nepřemýšleli a nemají tedy žádnou představu, kolik by taková věc (změna) mohla stát. To může vést k řadě protestních odpovědí nebo nemusí být zvolená částka odpovídající maximální ochotě platit.

Dalším způsobem je tzv. **nabídková hra** (*bidding game*). Zde je dopředu zvolena částka, na kterou se tazatel respondenta ptá, zda by ji byl za daných podmínek ochoten zaplatit. Pokud dostane kladnou odpověď, navyšuje částku o určité intervaly až do chvíle,

kdy respondent již není ochoten nabízenou částku zaplatit. Pokud je odpověď negativní, snižuje tazatel nabízenou částku stejným způsobem až na částku, kterou je respondent ochoten zaplatit. Hlavním omezením tohoto postupu je volba výchozí částky, která může ovlivnit výši respondentovy ochoty platit. Zkreslení, k němuž může dojít při využití nabídkové hry, je označováno jako tzv. **chyba ukotvení** (*anchoring bias*).

Další možností je využití **platební karty** (*payment card*). Při položení otázky na ochotu platit je respondentovi předložena karta s řadou částek v intervalech od nuly. Respondent potom z této karty vybírá nejvyšší částku, kterou je ještě ochoten zaplatit. I zde je riziko ovlivnění respondenta zvoleným rozmezím na kartě. Není však tak výrazné jako u předchozího způsobu a především tento typ licitačního formátu snižuje počet odlehlých pozorování.

Dále je možné použít jednotlivé formy tzv. **dichotomní volby** (*dichotomous choice*). U těchto přístupů ve vzorku náhodně obměňujeme výši nabízené částky, a proto se zde předpokládá výrazné ulehčení kognitivního procesu u respondenta. Empirické studie však ukazují, že takto získané částky mohou výrazně převyšovat částky získané za stejný statek formou otevřené odpovědi. Jedná se o tzv. **referenda**: *single-bounded dichotomous choice* – zde pouze měníme výši nabízené částky ve vzorku, *one and half bound dichotomous choice* – respondentovi je představeno rozmezí, ve kterém se budou pohybovat náklady na implementaci opatření. Horní a spodní hranice intervalu je potom ve vzorku náhodně obměňována. Pokud tazatel obdrží u spodní hranice zápornou odpověď, nepokládá již další otázku na výši ochoty platit, pokud je odpověď kladná, zeptá se tazatel na horní hranici nákladů. Začíná-li tazatel u horní hranice nákladů a obdrží zápornou odpověď, ptá se dále na jejich spodní hranici. Posledním typem dichotomní volby je tzv. *double-bounded dichotomous choice*, kde je ve vzorku opět náhodně měněna výše nabízené částky; v případě, že je respondent ochoten tuto částku zaplatit, je částka o jeden interval navýšena a je znovu položena otázka na výši ochoty platit. Pokud respondent není ochoten částku zaplatit, je naopak o jeden interval snížena a otázka je položena znovu. Maximální hodnota ochoty platit potom leží v intervalu mezi částkou, kterou je respondent ještě ochoten zaplatit a částkou, kterou již odmítl.

Posledním způsobem je tzv. **postup náhodně rozdělených karet**, kdy jsou před respondentem položeny karty s různými částkami a on je má rozdělit do tří hromádek na ty, které by určitě byl ochoten zaplatit, ty, které by již ochoten zaplatit nebyl a ty, u kterých si není jist. Maximální hodnota ochota platit se potom nachází v intervalu mezi nejvyšší částkou z první hromádky a nejnižší částkou z druhé.

Jednotlivé licitační formáty je možné také kombinovat, časté je spojení jednotlivých dichotomních voleb a otevřené otázky nebo platební karty a otevřené otázky. U všech forem

dotazování na výši ochoty platit je nutné výslovně respondentovi umožnit vyjádření nulové ochoty platit.

Validita respondentem vyjádřené hodnoty ochoty platit musí být určitými mechanismy ověřena. K tomu slouží v dotazníku sled otázek, které následují po určení výše ochoty platit.

3.3.2 Validita a spolehlivost

K provedení správné interpretace výsledků měření by měla být ověřena jejich spolehlivost a validita. **Spolehlivé** (reliabilní) jsou výsledky tehdy, je-li při opakovaném měření za stejných podmínek dosaženo konzistentních hodnot. Ověřit spolehlivost měření je možné několika způsoby. Jedním z nich je po čase opakované měření, dalším je porovnání výsledků z jiných měření stejného předmětu (Hendl, 2004: 48).

Validní jsou výsledky tehdy, když jednotlivci při stanovení hodnoty ochoty platit uvažují opravdu ten statek a jeho změnu, která je předmětem šetření. U metody podmíněného hodnocení to znamená, že respondentem vyjádřená hodnota ochoty platit je shodná s hodnotou, kterou by jednotlivec za daný statek vyjádřil na reálném trhu (Bateman et al., 2002: 296). Protože základním principem podmíněného hodnocení je sledování chování respondenta na neexistujícím trhu, a tedy vytvoření hypotetické situace, je třeba testovat pro ověření validity především takové faktory, které by mohly zásadně ovlivnit porozumění respondenta nabízenému statku a hypotetickému scénáři.

Sledovat můžeme **obsahovou validitu** (*content validity*), která zjišťuje, zda byly v rámci podmíněného hodnocení otázky pokládány jasným a srozumitelným způsobem. Pro ověření obsahové validity bychom se při analýze měli zaměřit na následující skutečnosti: zda jsme dokázali pokrýt dostatečně velký a vzhledem k rozdělení cílové populace odpovídající vzorek, tzn. zda jsme zvolili správnou metodu výběru vzorku, zda se ve výsledcích neobjevuje příliš vysoká míra těch, kteří z nějakého důvodu odmítli odpovědět, zda se neobjevuje příliš vysoký počet protestních odpovědí, či zda není příliš silná tendence ke strategickému chování (černý pasažér). Zda respondenti porozuměli scénáři a akceptovali jej, zda porozuměli popisované změně, která je předmětem oceňování, a zda byla tato změna respondenty akceptována jako realistická, či zda byla instituce představená ve scénáři pro respondenty důvěryhodná. Dále lze ověřit **konstruktovou validitu** (*construct validity*), která sleduje, zda jsou získané výsledky v souladu s teoretickými očekáváními. Zde můžeme ověřit např. **konvergentní validitu** (*convergent validity*), která znamená, že jsou prokázány vztahy k proměnným, které jsou očekávány, např. na základě pozorování získaných při aplikaci jiných valuačních technik.

V rámci šetření bychom také měli být schopni rozpoznat, zda respondenti chápou, že na ně hypotetická situace bude mít určitý dopad. Zda se zajímají o výsledek této situace a věří, že jejich odpověď na ně bude mít vliv a jejich odpovědi jsou tedy co nejbližší chování v reálné situaci.

Podle Batemana et al. (2002: 298) jsou „podmíněné hodnoty určovány reakcí na volby, informace a alternativy prezentované v kontextu dotazování“.²⁰ Tzn., že jednotlivci vytváří pořadí svých hodnot (voleb) v závislosti na možnostech, které jsou mu nabízeny a nemusí nutně vycházet z konsistentního žebříčku hodnot, které má předem uspořádané. Tyto volby vytváří spíše v závislosti na sledu jednotlivých otázek.

3.3.3 Typy zkreslení

Při použití metody podmíněného hodnocení může docházet k řadě zkreslení, které mají vliv na výši vyjadřované hodnoty ochoty platit nebo se mohou projevit zvýšeným počtem odpovědí vyjadřujících nulovou hodnotu ochoty platit. Vyjádření nulové hodnoty ochoty platit je častou formou protestní odpovědi. Dotazník proto musí být konstruován s ohledem na možná rizika zkreslení, a obsahovat tedy také informace, které případná zkreslení odhalí. Pro vyhodnocení výsledků šetření je třeba odlišit skutečné nulové hodnoty ochoty platit od protestních odpovědí a protestní odpovědi vyřadit z dalších analýz. Z různých důvodů však může být zkreslena také výše nenulové hodnoty ochoty platit. K minimalizaci možných chyb je nutné získat co nejvíce informací o znalostech a postojích cílové populace, především jako podklad pro tvorbu scénáře a před sběrem dat dotazník dostatečně testovat.

Tendence ke zkreslení odpovědí se vyskytují tehdy, když respondent neuvádí svou skutečnou ochotu platit, protože si je vědom, že by svou odpovědí mohl ovlivnit, jak bude oceňovaný statek k dispozici nebo chce ovlivnit výši platby, která by pro něj nastala v případě, že by k ní opravdu došlo. Chová se tedy strategicky, a svou ochotu platit buď nadhodnocuje (v případě, že chce, aby k navrhované změně došlo, a je si vědom hypotetičnosti situace) nebo podhodnocuje (v případě, kdy se obává, že by k platbě opravdu mohlo dojít, a chce tedy snížit případnou výši platby). Jedná se o tzv. **strategické chování** (*strategic bias*). Z obdobných důvodů může docházet také k výskytu tzv. „černého pasažéra“, kdy respondent udává nulovou hodnotu, protože spoléhá na to, že bude mít užitek z oceňovaného statku, přestože nic nezaplatí, protože předpokládá, že budou platit ostatní jednotlivci.

²⁰ „Contingent values are defined in response to the choices, information and alternatives presented in the survey context.“

Ke zkreslení odpovědí může dále docházet tehdy, pokud chce respondent vyhovět předpokládaným očekáváním nebo je ovlivněn osobou tazatele – tzn. chce se mu zalíbit nebo v jeho očích získat určitý status. Jedná se o tzv. *compliance bias*.

K **implicitnímu ovlivnění** vyjadřovaných hodnot (*implied value cues*) dochází především v souvislosti s nedostatky jednotlivých licitačních formátů nebo, když se na základě poskytnutých informací respondent domnívá, že určitá částka je odpovídající hodnotě statku. Může se vyskytovat tzv. **zkreslení výchozí částkou** (*starting point bias*), tedy takové, kdy licitační formát respondentovi nějakým způsobem implikuje výši WTP, nebo respondentovi prezentuje stanovený rozsah WTP a ten si z něj potom automaticky volí – tzv. **zkreslení rozmezí** (*range bias*).²¹

Výše ochoty platit může být ovlivněna vazbou na jiný statek, který je představen v souvislosti s hypotetickým produktem (*relational bias*), dále může respondent odvozovat ze skutečnosti, že je daný statek předmětem výzkumu jeho důležitost a nadhodnocovat proto svou ochotu platit (*importance bias*). V neposlední řadě může být výše ochoty platit ovlivněna také pořadím otázek na různé úrovně statku (*position bias*).

K výrazným zkreslením může docházet také, pokud není správně konstruován hypotetický scénář a respondent proto dostatečně neporozumí, jaký statek je předmětem oceňování. Představovaný scénář nemusí být v souladu s ekonomickou teorií, statek, vnímaný jako oceňovaný se liší od toho, který byl k oceňování zamýšlen nebo může být nedostatečně nebo mylně specifikován. V souvislosti se scénářem dochází ke dvěma zásadním zkreslením. Jedná se o tzv. **informační chybu** (*information bias*) a **hypotetickou chybu** (*hypothetical bias*).

K informační chybě dochází tehdy, neobsahuje-li scénář optimální typ nebo množství informací. Respondent je často postaven do situace, kdy má rozhodnout o hodnotě statku, s nímž nemá doposud žádné zkušenosti. Preference, které pak respondent v podmíněném hodnocení vyjadřuje, jsou vytvořené na základě scénáře, a tedy informací, které má k dispozici během vlastního dotazníkového šetření, a ne na základě vlastní zkušenosti. Je tedy z velké míry závislý na poskytnutých informacích. V takové situaci je samozřejmě optimální poskytnout co nejdůkladnější popis hypotetického produktu. Jak již bylo řečeno, dotazník však musí respektovat určité časové limity, a předkládané informace jsou nutně vždy alespoň částečně selektovány.

O hypotetickou chybu se jedná tehdy, jestliže skutečné chování neodpovídá záměru chování vyjádřenému v rámci podmíněného hodnocení, a skutečná ochota platit je jiná než uvedená. Mechanismy, které ovlivňují hypotetickou chybu se zabývá teorie plánovaného

²¹ Chybami spojenými s jednotlivými licitačními formáty se podrobně zabývá kapitola 3.3.1.

chování,²² která formuluje předpoklady, za jakých je možné ze záměrů chování odvozovat chování skutečné.²³ Ajzen et al. (2004) zkoumali experimentálně rozdíly mezi vyjádřenou ochotou platit a skutečnou ochotou platit. Podle nich může ke snížení hypotetické chyby vést např. tzv. žádost o opravu (*corrective entreaty*), kdy je respondentovi vysvětlen problém hypotetické chyby. Dále ke snížení této chyby může vést také dostatečné upozornění respondenta na jeho možná omezení, např. na jeho rozpočtové omezení.

Další možné problémy podmíněného hodnocení mohou být spojeny s platebním prostředkem, kdy se v případě nesprávně zvoleného platebního prostředku vyskytne velké množství protestních odpovědí. Ke zkreslení může docházet také v souvislosti s vymezením vlastnických práv, podmínek, za jakých bude statek k dispozici, rozpočtovým omezením, licitační otázkou nebo pořadím otázek kladených v dotazníku.²⁴

Jedním ze zásadních problémů spojených s metodou podmíněného hodnocení je tzv. **efekt rozsahu** (*scope effect*), kdy respondenti nerozlišují mezi jednotkami oceňovaného statku a podobné hodnoty přiřazují rozdílným množstvím stejného statku. Rozdíl mezi vyjádřenými hodnotami neodpovídá poměru mezi počtem oceňovaných jednotek. Je-li předmětem oceňování např. určitý živočišný druh, mohou respondenti udávat stejnou částku za jednoho jedince i celý druh nebo se tato částka může lišit jen nevýznamně. V takovém případě je třeba testovat přítomnost tohoto efektu a dotazovat se např. na dvě různé úrovně změny v oceňované komoditě a následně porovnat poměr mezi vyjádřenými hodnotami.

Carson et Mitchell (1993) navíc rozlišují mezi tzv. **zkreslením širších souvislostí** (*embedding problem*) a tzv. **zkreslením část-celek** (*part-whole bias*). Zkreslení část-celek (*part-whole bias*) se podle nich objevuje tehdy, pokud respondent oceňuje větší nebo menší entitu, než jaká byla zamýšlena výzkumníkem. Tato chyba je podle nich odstranitelná správným formulováním scénáře a designu dotazníku, kterého lze dosáhnout především dostatečným testováním před hlavním sběrem dat. O zkreslení širších souvislostí (*embedding*) se podle definice Kahneman et Knetsch (Kahneman et Knetsch, 1992 in Carson et Mitchell, 1993: 2451)²⁵ jedná tehdy, pokud „je stejnému statku přiřazena nižší hodnota, jestliže je ochota platit odvozena od ochoty platit za komplexnější statek, jehož je součástí, než kdyby byl statek oceňován samostatně“.²⁶ Tzn., že hodnota každého statku by byla vyšší, jestliže by byl oceňován každý zvlášť, než pokud by byly tyto statky oceňovány

²² Ajzen, I. (1991): The Theory of planned behaviour. *Organizational Behavior and Human Decision Processes* 50, 179-211.

²³ Jedná se zejména o stabilitu chování, míru volní kontroly a úroveň specifčnosti. Záměr chování je ovlivněn především postoji k chování, subjektivními normami vztahenými k chování a vnímanou kontrolou chování (Urban, 2005).

²⁴ Typologie zkreslení je převzata z Mitchell et Carson, 1989 in Bateman et al., 2002: 302-303.

²⁵ Kahneman, D. and J.L. Knetsch: Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, 57-70, 1992.

²⁶ „The same good is assigned a lower value if WTP for it is inferred from WTP for a more inclusive good than if the particular good is evaluated on its own.“

společně, např. v rámci určitého komplexnějšího opatření. O zkreslení širších souvislostí jde tedy tehdy, není-li respondent schopen dostatečně abstrahovat jednotlivé části statku.

4. Znečištění povrchových vod

Předmětem této práce je využití metody podmíněného hodnocení k ocenění kvality povrchových sladkých vod znečištěných eutrofizací na příkladu Máchova jezera. Další část je proto věnována problematice kvantity a kvality vod se zvláštním zaměřením na znečištění eutrofizací.

Voda je jednou ze základních složek životního prostředí. Člověk ji využívá nejen jako zdroj pitné vody, ale je nutná také k výrobě potravin, zavlažování rostlin, průmyslovou výrobu. K životu ji potřebují i ostatní živočišné druhy, poskytuje řadu ekosystémových služeb, je základní podmínkou života. Globální hydrologický cyklus je nejmohutnějším látkovým koloběhem Země. Celkově projde hydrologickým cyklem přibližně 500 000 km³ vody za rok. Scénáře budoucího vývoje napovídají, že v blízké budoucnosti bude velká část celosvětové populace vystavena různé intenzitě vodního stresu (WEHAB, 2002; GEO, 2000; Moldan, 2001).²⁷

Z celkového objemu vody na Zemi jsou pouze zhruba 2,6 % sladkovodní,²⁸ a z tohoto množství je člověku k dispozici méně než 1 %. Přestože globálně je současná spotřeba povrchových vod 10x menší než jaké jsou její celkové zásoby, v některých částech světa je již nedostatek zdrojů vody evidentní (především severní Afrika a Blízký východ) a v důsledku zátěže rostoucí populace bude oblastí vodního stresu do budoucna přibývat. Za posledních 50 let se celkové využití vody člověkem zvýšilo čtyřikrát (Moldan, 2001: 55) a nárůst spotřeby vody se i nadále předpokládá, především v důsledku nárůstu populace, neudržitelných vzorců spotřeby a neregulovaného využívání vodních zdrojů (WEHAB, 2002: 11).

Nedostatečně reflektovanou skutečností je mimo jiné také to, že velká část spodních vod, které tvoří 90 % v současnosti dostupných světových zásob sladké vody, je vyčerpávána rychlostí neúměrnou jejímu obnovování. Přitom velká část populace (odhaduje se 1,5 miliardy lidí, některé zdroje uvádějí až 1/3 populace (Moldan, 2001: 54) je závislá právě na čerpání spodních vod. Podzemní vody jsou využívány především pro zavlažování a jako zdroj pitné vody. Tietenberg (2007) uvádí, že objem využívaných podzemních vod je zhruba 50x větší než roční tok povrchových vod.

²⁷ Vodní stres je definován podle procentuálního odběru disponibilní vody jako nízký, pokud je odebíráno méně než 10% z celkové disponibilní vody; jako mírný, pokud je odebíráno 10-20%, jako mírně vysoký – 20-40% a jako vysoký – odebíráno je více než 40%. V roce 2025 budou až 2/3 světové populace žít v oblastech vystavených mírnému až vysokému vodnímu stresu. Mezi oblastí, které budou vystaveny mírně vysokému vodnímu stresu přitom patří např. USA a Střední Amerika, Čína a některé státy Evropy; vysokému především státy severní Afriky, blízkého východu a Indie (GEO, 2000).

²⁸ Sladká voda tvoří 3% hydrosféry. 69% této vody je vázáno v ledovcích, 30% jsou podzemní vody a pouze 1% tvoří voda povrchová, atmosférická a voda vázaná v organismech. Z celkového objemu vody na Zemi je člověku k dispozici méně než jedna setina procenta (Moldan, 2001).

Vedle evidentní hrozby vodního stresu, tedy otázky dostatečných zásob vody, je problémem také vysoké znečištění vod. Pracovní skupina WEHAB (*Water, energy, health, agriculture, biodiversity*) Světového summitu o udržitelném rozvoji²⁹ tematizuje vodu a hygienické zabezpečení jako jeden z pěti okruhů zásadních pro mezinárodní přístup k uplatnění udržitelného rozvoje. Problém znečištění v důsledku vypouštění městských odpadních vod označuje dokonce za globální problém (WEHAB, 2002: 11).

U povrchových vod se jedná o znečištění řek, jezer, vodních ploch antropogenního původu a oceánů. Povrchové vody slouží jako zdroj pitné vody, k zavlažování, či k různým způsobům průmyslového využití, také však pro řadu rekreačních využití. Zhruba 10 % všech řek lze přitom považovat ze znečištěné, jejich BSK₅³⁰ (indikátor znečištění organickými látkami) překračuje 6,5 mg/l, vedle znečištění organického původu je závažným problémem také znečištění toxickými látkami a okyselování vod v důsledku atmosférické depozice (Moldan, 2001).

4.1 Zdroje znečištění povrchových vod a typy polutantů

Při oceňování environmentálních statků je vždy třeba vymezit předmět oceňování i okolnosti, za jakých dochází ke změně v jeho množství nebo kvalitě. V případě eutrofizovaných vodních ploch je proto nutné specifikovat zdroje případného znečištění, aby bylo možné vytvořit hypotetický scénář, který navrhuje konkrétní opatření vedoucí ke změně v stávající situaci. Identifikovat jednoznačně zdroje znečištění vod pro účely oceňování však může být komplikované, často se jedná o kombinaci několika typů zdrojů.

Voda může být ohrožena chemickou nebo bakteriální kontaminací (kvalita vody), suchem (kvantita vody) apod. Ke kontaminaci vod dochází z velké míry v důsledku lidské činnosti (Kočí et al., 2000; Babica et al., 2005). U povrchových vod lze zdroje znečištění rozdělit na plošné a bodové. Plošnými zdroji znečištění jsou především emise ze zemědělské činnosti (např. splachy z polí, v nichž se do vod dostávají chemické a biologické látky využívané ke hnojení zemědělských rostlin nebo jako ochrana proti škůdcům) nebo větrná a vodní eroze, které se vyskytují např. v oblastech, kde nejsou používány vhodné zemědělské technologie a na odlesněných lesních půdách. Důsledkem může být vysoký nárůst obsahu živin v povrchových vodách vedoucí k nadměrnému růstu řas a sinic.

Pokud lze identifikovat vstup znečišťujících látek do vod v jednom místě, mluvíme o *bodových zdrojích* znečištění. Jedná se o úniky a vypouštění odpadních vod z průmyslové výroby nebo odpadních vod domácností a městské dešťové vody, které nejsou nijak

²⁹ Světový summit o udržitelném rozvoji, Johannesburg 2002.

³⁰ „Biochemická spotřeba kyslíku BSK₅ je takové množství kyslíku v mg O₂.1⁻¹ znečištěné vody, které se spotřebuje na biochemický rozklad organických látek přítomných ve vodě za 5 dní při 20 °C a ve tmě (k vyloučení vlivu fotosyntézy)“ (Richter, 2005: 22).

zachycovány, a tedy ani nijak čištěny. Ke zvyšování trofie vod mohou přispívat také odpadní vody, které prošly v čistírnách odpadních vod primárním a sekundárním čištěním. Fosfáty pocházející z pracích a čistících prostředků dokáže odbourat až terciální stupeň čištění odpadních vod.³¹ V podmínkách České republiky však většina čistíren odpadních vod nemá technologie, které jsou schopny terciální stupeň čištění zajistit (Drábková et al., 2005). Mezi bodové zdroje znečištění lze zařadit také havárie nebo úniky chemických látek z úložišť odpadů.

Především ve vodních tocích se může objevovat také termální znečištění. K tomuto typu znečištění dochází výhradně v důsledku lidské činnosti, především při využívání vodní plochy k ochlazování výrobních zařízení, např. elektráren. Kvůli zvýšené teplotě vody se snižuje hladina přítomného kyslíku a dochází ke změnám ekosystému. Na změnu teploty mohou být citlivé některé organismy, v důsledku nepřirozeného přísunu tepla dochází také k nadměrnému výparu vody, který může ovlivňovat stabilitu okolního mikroklimatu (Richter, 2005: 16).

Z hlediska nápravných opatření je detekce a eliminace bodových zdrojů znečištění výrazně jednodušší. Plošné zdroje znečištění je obtížnější identifikovat a legislativně omezit.

Látky znečišťující povrchové vody lze rozlišit podle zdroje (plošné, bodové), podle jejich skupenství, či podle původu (průmysl, zemědělství a komunální sféra, vodní a větrná eroze, zbytky vegetace splavené do toků) nebo chemického složení (organické nebo anorganické látky) (Richter, 2005: 14).³² Látky organického původu jsou rozložitelné organismy přítomnými ve vodě. Při tomto procesu dochází ke spotřebě kyslíku, přičemž množství spotřebovaného kyslíku závisí na množství přítomné organické hmoty. Pokud příliš klesne hladina kyslíku ve vodě, dochází k poklesu životaschopnosti aerobních organismů ve vodě, což se může projevit např. úhynem ryb. Tento proces může pokračovat až do stádia, kdy uhynou i aerobní bakterie a vodní ekosystém se stává anaerobním, tzn. zcela se změní jeho ekologické podmínky. Jako indikátor stavu vody z hlediska spotřeby kyslíku je používána biochemická a chemická spotřeba kyslíku ve vodě.³³ Mezi anorganické polutanty patří

³¹ „Soudobé čistírny odpadních vod se skládají z hlediska technologického procesu čištění z několika stupňů. První stupeň (primární) zahrnuje postupy mechanického předčištění mezi které patří: usazování, lapáky šterku a písku, stíraná síta, česle ruční a strojné stíraná. V tomto stupni se oddělí převážně nerozpuštěné a plovoucí látky. Tyto látky nazýváme tzv. shrabky a primární kal. Po mechanickém předčištění následuje biologický stupeň (sekundární), kde se přemění zejména rozpuštěné biochemicky rozložitelné látky na látky anorganické: stabilizační nádrže, biofiltry, rotační diskové reaktory, čištění polyfunkční kulturou ve vznosu. Výsledným produktem je na jedné straně biologicky předčištěná nebo vyčištěná odpadní voda, na straně druhé tzv. přebytečný aktivovaný kal. Za biologickým stupněm může následovat tzv. terciální stupeň dočištění, a to buď fyzikálními nebo chemickými postupy: aktivace s oddělenou regenerací kalu, aktivace se selektorem, aktivace s nitrifikací a denitrifikací, zemní filtry na dočištění odpadních vod, bubnové filtry a pod. Výsledným produktem je na jedné straně biologicky a mechanicky dočištěná odpadní voda, na straně druhé opět tzv. přebytečný aktivovaný kal.“ (http://www.hellstein.cz/page.php?id=odpadni_vody.htm, 30.04.2007)

³² V nedávné době byly ve vodních tocích zjištěny také závažné koncentrace medicínského odpadu, pocházející především z antikoncepčních pilulek a antidepresiv (Tietenberg, 2007).

³³ Limitní hodnoty BSK₅ a CHSK₅ pro odpadní vody stanoví vyhláška MZE č.428/2001 Sb. k provedení zákona č. 274/2001 Sb. o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích).

sloučeniny dusíku a fosforu, které slouží jako živiny a stimulují růst vodních rostlin nebo sinic. Při vysokém obsahu živin dochází k nadměrné primární produkci, která vede k eutrofizaci a změně druhového složení vodního ekosystému.

Čistota povrchových vod je vyjadřována tzv. saprobním indexem. Ten vyjadřuje čistotu vody podle zastoupení organismů ve sledované vodě v pěti třídách. Nejvíce znečištěné vody jsou označovány jako polysaprobní, dále potom znečištění klesá na α -mezosaprobní, β -mezosaprobní, oligosaprobní a nejméně znečištěné vody – katarobní (Richter, 2005: 17).

Vodní ekosystémy jsou schopny polutanty do určitého množství absorbovat a degradovat. V důsledku lidské činnosti se však často vyskytují v množství, kdy již samočisticí schopnost vody nestačí. Polutanty mohou být také umělého původu, které jsou hůře odbouratelné. Tyto látky mohou setrvávat v ekosystémech po dlouhou dobu v nezměněné podobě a akumulovat se v potravním řetězci. Znečištění tohoto typu představuje velké riziko z hlediska lidského zdraví a jeho přítomnost často nemusí být bezprostředně pozorovatelná. Znečištění může být také bakteriálního nebo virového původu, z domácího a zvířecího odpadu.

4.2 Eutrofizace, její příčiny a dopady

Výzkum, který bude představen v empirické části této práce, se zabývá oceňováním eutrofizované vodní plochy. Eutrofizace je přirozeným procesem, který však v důsledku lidské činnosti přesáhl přirozené meze. Eutrofizace jako přirozený proces je způsobena uvolňováním dusíku a fosforu z půdy, sedimentů a odumřelých vodních organismů. V posledních desetiletích dochází k nadměrnému výskytu sinic téměř po celém světě, za hlavní příčinu je přitom považována tzv. antropogenní (také označovaná jako indukovaná) eutrofizace, způsobená zvýšeným přísunem živin do vodních ekosystémů v důsledku lidské činnosti, na něž sinice reagují intenzivním růstem a tvorbou nové biomasy (Babica et al., 2005). Tento problém se začal objevovat v padesátých letech 20. století ve spojitosti s intenzivním a velkoplošným hnojením zemědělských ploch a vysokým nárůstem obyvatelstva. Kočí et al. (2000) uvádějí, že stále větší pozornost je věnována také souvislosti mezi klimatickými změnami a celosvětovým masovým nárůstem řas a sinic. Eutrofizace v důsledku antropogenní činnosti může mít několik příčin. Hlavními zdroji nadměrného přísunu živin jsou minerální hnojiva využívaná v intenzivní zemědělské výrobě a následný průnik těchto látek do vod, některé druhy průmyslových odpadních vod, používání polyfosforečnanů v pracích a čistících prostředcích a zvýšená produkce komunálních odpadních vod a odpadů fekálního charakteru (Drábková et al., 2005).

V České republice dosud není zajištěno čištění odpadních vod u všech aglomerací s více než 2000 obyvateli a u aglomerací s více než 10 000 obyvateli není dosud zajištěno čištění

odpadních vod s odstraněním celkového dusíku a fosforu. Znečištění povrchových vod je u nás způsobeno také nadměrným používáním agrochemikálií v zemědělství, především v 2. polovině minulého století. Nedodržením správné zemědělské praxe je způsobena také vysoká erozní schopnost odtékající vody, provázená zabahněním nebo zanesením vodních toků a nádrží (SPŽP, 2004).

Průvodním jevem eutrofizace je nadměrná produkce řas a vyšších rostlin, ke které dochází při zvyšování trofie (tedy úživnosti vody) v kombinaci s vnějšími podmínkami, jako je oteplení vody nebo snížení jejího průtoku. K rozvoji fytoplanktonu dochází proto v našich podmínkách nejčastěji v letním období. Nadměrné množství živin způsobuje rozvoj mikroskopických cyanobakterií (sinic). V letních měsících potom některé z těchto sinic stoupají ke hladině a vytvářejí vodní květ, který je charakteristický tvorbou zeleného povlaku na vodní hladině. Nadměrný rozvoj sinic lze považovat za nežádoucí jev s negativními dopady na kvalitu vody a závažným problémem jsou také látky produkované sinicemi, především toxiny sinic, tzv. cyanotoxiny. Zhruba 75 % vodních květů sinic obsahuje některý z těchto toxinů, které mohou mít vážné dopady na lidské zdraví (Babica et al., 2005). Při expozici může u člověka docházet k alergickým reakcím, objevují se vyrážky, zarudlé oči nebo rýma, požití těchto toxinů se projevuje střevními a žaludečními problémy od lehké akutní otravy po vážnější jaterní problémy (Pummann, 2001).³⁴

Rozvoj vodního květu sinic, ke kterému dochází v letních měsících při dostatku tepla a slunečního světla, s sebou nese řadu negativních projevů. Především v jeho důsledku dochází ke snižování biodiversity vodního ekosystému a naopak k růstu biomasy. Tento stav potom vyhovuje pouze určitým organismům a pro ostatní organismy vyskytující se v tomto prostředí jsou životní podmínky výrazně zhoršené. Dochází proto až k nevratným změnám v ekosystémech. Dále je v důsledku eutrofizace snížena samočisticí schopnost řek a vodních ploch, sinice, které se nacházejí u hladiny, vytvářejí bariéru slunečním paprskům a dochází k zarůstání toků a snižování jejich retenční schopnosti. Narušen je také kyslíkový režim, kdy je úbytek kyslíku způsoben především mikrobiálním rozkladem odumřelých sinic a řas.

Limitujícími faktory pro rozvoj sinic jsou i) fyzikální faktory – světlo (kvalita, kvantita a periodičita) a teplo, ii) dále to jsou biotické faktory, tzn. přítomnost dalších organismů v ekosystému a iii) chemické faktory, především fosfor a dusík a jejich vzájemný poměr.³⁵ Pro optimální růst organismů je tento poměr cca. 100:1, kde větší podíl má dusík, fosfor je tedy limitujícím prvkem pro nárůst řasové biomasy (Kočí et al., 2000).

Úživnost vodních ploch je vyjadřována podle obsahu fosforu v typologii tří základních tříd: i) oligotrofní, tzn. málo úživné vodní plochy, které obsahují málo nutrietů a vyskytuje

³⁴ Světová zdravotnická organizace stanovila hodnotu tolerovaného denního příjmu pro microcystin-LR (zatím jako pro jediný z cyanotoxinů) na $0,04 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ tělesné hmotnosti.

³⁵ Biomasa sinic tvoří významnější část společenstva, pokud je hmotnostní poměr celkového dusíku k celkovému fosforu nízký – tzn. pod 29:1 (Maršálek a Keršner, 1996)

se v nich proto poměrně málo rostlinných a živočišných druhů, ii) mezotrofní, nutričně bohatší vody, typické větším množstvím druhově rozmanitých organismů a iii) eutrofní nebo hypertrofní, nutričně velmi bohaté prostředí, které je typické naopak výskytem pouze několika druhů organismů, pro které je však takové prostředí ideální a nelimitovány jinými faktory se tyto organismy nadměrně množí.

Tabulka 4.1: Rozlišení vodních ploch podle množství obsaženého fosforu

Oligotrofní	<10 $\mu\text{g.l}^{-1}$
Oligo-mezotrofní	10-20 $\mu\text{g.l}^{-1}$
Mezotrofní	20-50 $\mu\text{g.l}^{-1}$
Eutrofní	50-100 $\mu\text{g.l}^{-1}$
Hypertrofní	>100 $\mu\text{g.l}^{-1}$

Zdroj: Kočí et al. (2000).

Eutrofizace povrchových vod je v České republice jedním z prioritních problémů životního prostředí formulovaných ve Státní politice životního prostředí.

4.2.1 Techniky odstranění eutrofizace

K potlačení přílišného rozvoje sinic existuje několik možných přístupů. Často používanou, ale velmi finančně náročnou metodou jsou technická a asanační opatření u dna. Jedná se však v podstatě o opatření ex post; aby byla účinná, je tedy vždy třeba zároveň odstranit příčiny nadměrného růstu sinic, tedy vnější zdroje živin. Sedimenty u dna nádrží lze jednak mechanicky odstranit, tedy vytěžit (zde se využívá např. sacích bagrů) nebo ošetřit chemicky tak, aby došlo k imobilizaci živin v těchto sedimentech.³⁶

Volba vhodného postupu se odvíjí od typu vodní nádrže, dostupnosti případných úložišť pro vytěžené sedimenty nebo potenciálu sedimentů pro jejich další využití v zemědělství apod. Biomasu sinic je možné také zachytávat do sítí v místech, kde se shromažďuje vodní květ.

K eliminaci nadměrného výskytu sinic se využívají také biologické postupy, jako nasazení vybraných druhů býložravých ryb nebo cílené zlepšení životních podmínek pro konkurenční řasy, kterého je možné dosáhnout např. změnou poměru fosforu a dusíku ve vodě (Škodová, 2004).

V poslední době je využívána také metoda srážení fosforu hlinitými solemi, kdy je na postiženou vodní plochu plošně aplikován hlinitý koagulant z plující lodi do vodního sloupce

³⁶ Podpora odbahňování rybníků je jedním ze specifických opatření vodní politiky přímo formulovaných v SPŽP ČR (2004).

nebo přímo do sedimentů. Po aplikaci hlinité soli dojde k vysrážení fosforu do formy nerozpustného fosforečnanu hlinitého a jeho uzavření do sedimentu.

Zdaleka nejúčinnějším řešením, a zároveň nutně doprovodným opatřením všech výše uvedených přístupů, je prevence znečišťování vod látkami podporujícími bujení řas a sinic (Kočí et al., 2000).

5. Rešerše studií oceňování kvality vod

5.1 Ekonomická hodnota vody

Společenskou ekonomickou hodnotu vody lze odvodit z řady environmentálních služeb, které poskytuje. Lidská společnost využívá přírodní vodní ekosystémy jako zdroj pitné vody, pro rekreační aktivity nebo komerční chov ryb. Poskytují životodárné služby a další ekosystémové služby jako je ochrana před povodněmi (zvyšují retenční schopnost krajiny). Důležité jsou také jako zdroj poznání nebo pro své estetické funkce (Bergström et al., 2002; Tietenberg, 2007, Garrod et Willis, 1999).

Z hlediska využívání vodních zdrojů je dobré rozlišovat mezi spotřebou vody (pitná voda, zemědělská činnost, průmyslová výroba) a užíváním vody (rekreační účely apod.), které není přímou spotřebou, tzn. nesnižuje celkové zásoby vody, může však mít vliv na její kvalitu. Můžeme předpokládat, že si lidé kvalitu i kvantitu vody z mnoha důvodů cení. Pomocí ekonomického oceňování potom odhadujeme nakolik si lidé cení přínosů, které jim různé typy užívání vody přinášejí.

V tabulce 5.1 je pro ilustraci uvedena klasifikace možných přínosů ze zlepšení kvality povrchových vod se zohledněním užitečných i neužitečných hodnot podle Carson et Mitchell (1993).

Tabulka 5.1: Typologie přínosů ze zlepšení kvality povrchových vod

Typ přínosu	Kategorie přínosu	Příklady
Užitečné hodnoty	Užívání	Rekreační (<i>vodní lyžování, rybaření, plavání, plavby lodí</i>) Komerční (<i>rybaření, lodní doprava</i>)
	Čerpání	Komunální (<i>pitná voda, likvidace odpadu</i>) Zemědělství (<i>zavlažování</i>)
	Estetické	Průmyslové/komerční (<i>zpracovatelské postupy, likvidace odpadu</i>) Rekreace poblíž vodní plochy (<i>pěší turistika, pikniky, fotografování</i>) Výhledy (<i>dojíždění do zaměstnání, výhledy z kanceláře / domova</i>)
	Ekosystémové	Související rekreační činnosti (<i>lov kachen</i>) Související obecné ekosystémové služby (<i>potravní řetězec</i>)
	Nepřímá spotřeba	Významní blízcí (<i>příbuzní, blízcí přátelé</i>) Ostatní (<i>veřejnost</i>)
Neužitečné	Ochrana	Základní (<i>zachování vzdálených mokřadů</i>) Odkazu (<i>rodina, budoucí generace</i>)

Zdroj: Carson and Mitchell (1993: 2446)

Vedle oceňování kvality vod se řada studií věnuje také otázce kvantity vod, jak povrchových, tak i podzemních,³⁷ kdy je voda chápána především jako zdroj pitné vody a k zavlažování. U oceňování kvantity vod se obdobně jako u kvality vod může objevovat řada rozdílných přístupů. K ilustraci předmětu oceňování je možné využít např. změnu výšky

³⁷ Oceňování podzemních vod se detailně věnuje např. Bergström et al. (2001).

hladiny vody dané vodní plochy nebo toku (daného vodního tělesa) nebo míru průtoku apod.

5.2 Konceptuální přístupy k oceňování vod

Využití valuačních metod k oceňování kvality vod je velmi časté. Kvalitu vody jako předmět oceňování však lze definovat na základě několika přístupů. Empirický výzkum v oblasti oceňování kvality vod se začal rozvíjet v polovině sedmdesátých let. Existující studie jsou však velmi různorodé co do typu vod, které jsou předmětem oceňování, definovaných zdrojů znečištění a definice oceňované změny kvality vody. Jednotná není ani charakteristika služeb, které změněná kvalita vod poskytuje; široká je také škála valuačních metod aplikovaných k oceňování kvality vod (Van Houtven et al., 2007).

Van Houtven et al. (2007) rozdělují stávající přístupy k určení hodnoty kvality vody do dvou alternativních konceptů.

Prvním z nich je určení ochoty platit za snížení obsahu znečištění přítomného ve vodě, tedy za změnu stavu ekosystému, neboli jeho produkční funkce. Úroveň kvality vody tak můžeme charakterizovat z hlediska její funkčnosti pro daný ekosystém, tzn. určit množství kyslíku dostupného ve vodě, množství přítomných látek (např. limitujících živin pro primární produkci, jako jsou sloučeniny fosforu a dusíku), propustnosti světla a teploty vody, podle přítomnosti jednotlivých živočišných a rostlinných druhů apod.³⁸

Naopak druhý přístup se orientuje na změnu v dostupnosti služeb poskytovaných daným ekosystémem, tedy na výstupy produkované ekosystémem bez ohledu na příčiny takové změny. Kvalita vody je zde definována z hlediska jejího využití člověkem. Velmi ilustrativní může být rozdělení jednotlivých stupňů kvality vody podle typů využití, ke kterým jsou vhodné. Tyto stupně jsou sice určovány biologickým a chemickým složením vody, pro větší názornost jsou však charakterizovány způsobem možného využití. Úroveň kvality vody lze označit jako vhodný zdroj pitné vody, vodu vhodnou pro různé typy rekreačního využití jako koupání, plavbu lodí nebo rekreační rybaření apod.

Prvně zmiňovaný přístup může být problematický z hlediska míry užitenosti dané změny, na niž mají významný vliv specifické podmínky každé lokality. Různá může být i percepce této užitenosti jednotlivci. Van Houtven et al. (2007) se tedy přiklání spíše k přístupu, který odhaduje hodnotu na základě přesně definovaného užitku, který oceňovaný statek poskytuje. Zlepšení kvality vody na úroveň, která je využitelná ke koupání, bude shodným

³⁸ Změnu v průhlednosti vody, barvě a zápachu jako ukazatel změny v oceňovaném statku využívá např. Boyle et al. (1999) nebo Du (1999). Využití tohoto ukazatele je vhodné u vodních ploch znečištěných eutrofizací, která je typická těmito doprovodnými efekty. V těchto studiích se však přesto, z hlediska definice oceňovaného statku, jedná spíše o percepci estetické funkce vodní plochy, než o změnu jejích fyzikálních vlastností nebo složení.

statkem nehledě na specifické podmínky lokality. Podle zmiňovaných autorů je definice výstupů ekosystému (tedy poskytovaných služeb) také lépe uchopitelná pro jednotlivce.³⁹

Naopak limitem druhého přístupu je přílišný důraz na užité hodnoty statku. Zejména, pokud aplikujeme metodu stanovených preferencí a předpokládáme určité procento zohlednění neužitných hodnot, je vhodné představit i ty atributy statku, jejichž změna nemusí mít žádný přímý efekt na užitek člověka. Některé studie tyto dva přístupy kombinují a oceňovaný statek charakterizují oběma způsoby, tedy změnou v množství polutantů obsažených ve vodě i změnou v typech využití (viz. Bergland et al., 1997, Muthke et Holm-Mueller, 2004, Ščasný et al., 2006).

5.3 Přehled studií oceňování kvality povrchových vod

K ocenění kvality vody je možné využít různé valuační metody. Často aplikované jsou *metody podmíněného hodnocení* nebo *výběrového modelování*, které oceňují změnu kvality vody ex ante (Hite et al., 2002, Bateman et al., 2006, Alam et Marinova, 2001, Carson et Mitchell, 1993). V případě povrchových vod využitelných k různým rekreačním účelům je však možné oceňovat kvalitu vody také ex post, kdy lze aplikovat např. *metodu cestovních nákladů*, která je vhodná především pro oceňování lokalit (resp. statků a služeb) využívaných k rekreačním účelům (Choe et al., 1996) nebo jiné přístupy sledující preference jednotlivců.⁴⁰ Podle Van Houtven et al. (2007) zohledňují metody stanovených preferencí lépe celkovou ekonomickou hodnotu, protože jsou schopny zachytit užité i neužité hodnoty, kdežto metody projevených preferencí jsou schopny obsáhnout pouze užité hodnoty.

³⁹ Přínosy ze snížení znečištění se nemusí týkat pouze rekreačního využití, řada studií sleduje také dopady na lidské zdraví. Studie Hite et al. (2002) odhaduje ochotu místních obyvatel platit za zavedení zemědělských technologií, které by omezily přísun hnojiv, a v důsledku tohoto omezení by došlo ke zlepšení kvality povrchových vod. Autoři aplikují metodu CVM telefonickým dotazováním. Přitom zjišťují, že hlavním důvodem pro vyjádření ochoty platit je z 81,4% ochrana životního prostředí před znečištěním pro ochranu lidského zdraví, v pořadí druhým nejfrekventovanějším důvodem (7,74%) je pomoc farmářům (solidarita s farmáři).

⁴⁰ Needelman and Kealy (1994) využívají k odhadu přínosů rekreačního koupání ze zamezení bodových a plošných zdrojů znečištění v jezerech v New Hampshire rámec opakované diskretní volby a vytvářejí model chování rekreačního koupání. Předpokladem tohoto modelu je, že jednotlivec stojí každý den rekreační sezóny před volbou, zda a kde se bude koupat, přičemž tento proces rozhodování je neustále opakován po dny T v rámci sezóny. Výsledky studie ukazují, že lidé mají tendenci plavat spíše v bližších, větších a hlubších jezerech s pláží a lepší kvalitou vod, také se spíše vyhýbají jezerům ve vyšších polohách, což naznačuje, že upřednostňují jezera snadno dostupná s vyšší teplotou vody a okolního vzduchu.

Pravděpodobnost, že jednotlivec podnikne výlet stoupá s věkem do dosažení 28 let, a potom klesá; lidé se staršími dětmi v domácnosti a lidé, kteří nepracují mimo domov spíše podniknou výlet, zatímco lidé s menšími dětmi a lidé, kteří nedosáhli vyššího vzdělání než střední školy ho spíše nepodniknou.

Nejvíce přínosů by podle výsledků studie měla přinést eliminace zdrojů plošného znečištění. Zajímavé je, že jako významná se jeví eliminace bakteriálního typu znečištění. Přínosy z eliminace bakteriálního znečištění jsou více než o 30% vyšší než přínosy z eliminace eutrofizace, přestože eutrofizací je zasaženo 5x více jezer.

Bergström et al. (2002) zmiňují také možnost využití metody *hedonické ceny* pro odhad rekreačních a estetických přínosů kvality vody, kdy se změna její kvality může odrazit v ceně nemovitostí.⁴¹

Tato rešerše shrnuje studie, které odhadují případné přínosy nebo náklady spojené se změnami v kvalitě povrchových sladkých vod a stanovují jejich ekonomickou hodnotu na základě preferencí vyjádřených jednotlivci nebo domácnostmi.

Studie v rámci této rešerše jsou čerpány z databází ekonomických výzkumů k oceňování environmentálních statků a služeb, především z databáze EVRI (www.evri.ca), z databáze Agentury pro ochranu životního prostředí USA (www.epa.gov) a impaktovaných ekonomických časopisů, jako jsou Journal of Agricultural and Resource Economics, American Journal of Agricultural Economics, Water Resources Research, Environment and Planning A, Journal of Environmental Economics and Management.

Cílem této rešerše je provést srovnání vybraných přístupů k využití metody podmíněného hodnocení ke stanovení hodnoty kvality vody a na základě této rešerše kriticky zhodnotit výzkum provedený na Máchově jezeře v roce 2005. Byly proto vybrány studie se zaměřením na vodní plochy znečištěné v důsledku nadměrného přísunu živin z plošných zdrojů znečištění (zemědělství) nebo odpadních vod domácností, tedy studie, které oceňují podobný hypotetický produkt. Hlavní zájem je přitom soustředěn na způsob definování hypotetického produktu, tedy charakteristiky kvality vod použité k definici předpokládané změny a na identifikované zdroje znečištění oceňované vodní plochy. Dále je sledován způsob volby cílové populace a předpoklady této volby, platební prostředek a důvody jeho použití.

V zemích střední a východní Evropy byly doposud provedeny dvě studie k odhadu hodnoty kvality sladkých povrchových vod.⁴² V této rešerši je tedy sledováno několik studií z prostředí méně rozvinutých zemí, s předpokladem, že při využití valuačních metod v prostředí těchto zemí je možné setkat se s podobnými problémy jako v zemích s tranzitivní ekonomikou a tyto poznatky tedy zohlednit při využití valuačních metod v České republice.

⁴¹ Tento přístup aplikují např. Boyle et al. (1999). Hedonickou cenu využívají k identifikaci parametrů poptávky po environmentálním statku, kterým je vyšší kvalita (čistota) vody v eutrofizovaných jezerech ve státě Maine. Indikátorem změny kvality vody je různá průhlednost vody v těchto jezerech. Pro odhad hedonického modelu využívají statistiku prodeje nemovitostí, které jsou situovány na břehu jezera, z 25 jezer ve státě Maine mezi lety 1990 – 1995 v rámci čtyř skupin trhu, které definují vzájemnou blízkostí jezer a vzdáleností k většímu městu.

⁴² Metoda podmíněného hodnocení byla v roce 2005 použita v Polsku a v České republice k ocenění kvality vody v eutrofizovaných vodních plochách (Ščasný et al., 2006) v rámci širšího výzkumu testování přenositelnosti odhadu přínosů (*benefit transfer*). Stručné shrnutí studie v Polsku je součástí této rešerše. V České republice byla tato metoda použita pro ocenění kvality vody v Máchově jezeře a je předmětem empirické části této diplomové práce.

Rešerše má následující strukturu:

Nejdříve jsou shrnuty studie provedené v rámci testování přenositelnosti odhadu přínosů, jejichž předmětem bylo ocenění kvality vod eutrofizovaných vodních ploch v Norsku, Německu, Polsku a České republice, kdy byl hypotetický produkt definován změnou kvality vody na pětistupňové škále o jednu a o dvě třídy. Dále je zahrnuta studie sledující přínosy z eliminace eutrofizace v širším regionu, odhaduje tedy přínosy pro více vodních ploch v rámci jednoho šetření a tyto odhady přínosů potom porovnává s odhady nákladů na eliminaci eutrofizace v dané oblasti. Následující studie odhaduje přínosy ze zlepšení kvality vody v celonárodním šetření a přínosy z eliminace znečištění eutrofizací jsou zde součástí přínosů z celkového zlepšení kvality vod. Na tyto studie potom navazují přístupy, které doplňují odhady přínosů ze zlepšení kvality vod metodou podmíněného hodnocení o odhady získané v kombinaci s metodou cestovních nákladů a srovnávají výsledky těchto dvou přístupů. Na závěr je uvedena studie, která kriticky navazuje na teoretický koncept ochoty platit a v rámci metody podmíněného hodnocení doplňuje tento koncept o komplementární koncept ochoty přispět svým časem.⁴³

Pro účely testování přenositelnosti odhadu přínosů (*benefit transfer*) na mezinárodní úrovni byly na základě studií provedených v letech 1994 a 1997 v Norsku (Bergland et al., 1995, 1997) uskutečněny další dvě studie v Německu (Muthke et Holm-Mueller, 2004) a po jedné studii v Polsku a v České republice (Ščasný et al., 2006).⁴⁴ Tyto studie odhadují hodnotu změny kvality vody eutrofizovaných vodních ploch. Ve všech těchto studiích byla kvalita vody definována v pěti třídách různého stupně znečištění. Pro testování přenositelnosti získaných hodnot bylo základním předpokladem zachování identického nástroje k získání odhadu hodnoty v těchto studiích. Přesto se v několika ohledech liší.

Obě norské studie byly provedeny v jihovýchodní části Norska (Bergland et al., 1995, 1997). V každé z nich bylo dotázáno 300 domácností. Respondentům byla ve scénáři představena současná kvalita vody a její hypotetické zlepšení o 1 nebo o 2 třídy po realizaci určitých opatření. Třídy byly sestaveny na pětistupňové škále specifikované podle možného využití lidmi (voda pitná, vhodná pro koupání, rybolov, plavbu loděmi a nevhodná pro jakékoli využití). Pro zvýšení názornosti scénáře byly využity ilustrativní mapky a fotografie znázorňující různé úrovně kvality eutrofizovaných vodních ploch. Ochota platit byla dotazována formou zvýšeného poplatku za odpadní vody domácností, pomocí licitačního formátu dichotomní volby (*dichotomous-choice double-bounded*), tzn. jestliže respondent odpověděl na dotazovanou ochotu platit kladně, byl opětovně dotazován na vyšší částku,

⁴³ Schématické srovnání studií uvedených v této rešerši poskytuje příloha 1.

⁴⁴ Výsledky testování tohoto *benefit transfer* je možné nalézt v závěrečné zprávě projektu MethodEx (EC Contract n° GOCE-CT-2003-505368, Methods and data on environmental and health externalities: harmonising and sharing of operational estimates) nebo viz. Ščasný et al. (2006).

případně na nižší, pokud byla jeho odpověď negativní. Pro vyhodnocení výsledků této studie byly rozlišeny skutečné nulové hodnoty ochoty platit a protestní odpovědi.

Podobně jako v Norsku byly v Německu provedeny dvě studie podmíněného hodnocení s cílem odhadnout hodnotu kvality vody eutrofizované vodní plochy (Muthke et Holm-Mueller, 2004). V první lokalitě bylo sebráno 308 dotazníků, z nichž mohlo být po vyřazení protestních odpovědí využito v analýze 259. V druhé lokalitě bylo sebráno 299 vyplněných dotazníků, z toho 253 využitelných pro následnou analýzu dat. Oproti původní norské studii se studie Muthke et Holm-Mueller (2004) lišily ve dvou zásadních aspektech. Jednalo se o podstatně menší vodní plochy než v Norsku, na nichž však bylo možné provozovat shodné rekreační aktivity. Především však byla jejich kvalita výrazně vyšší. Zatímco v norské studii byla jezera zařazena do spodní hranice IV. třídy označující kvalitu vody jako vhodnou pouze k plavbě loděmi, v Německu odpovídala jezera kvalitě vody vhodné ke koupání, a tedy II. třídě kvality vody. Z tohoto důvodu byl využit alternativní přístup ochoty přijmout kompenzaci za hypotetické zhoršení kvality vody o 1 a o 2 třídy, namísto ochoty platit za její zlepšení. Třídy kvality vody byly charakterizovány identickým způsobem jako v norském dotazníku. Další úpravy v německé studii oproti norské se týkaly především vyřazení některých otázek z dotazníku a celkového zkrácení jeho délky.⁴⁵

Další studie vycházející ze základního konceptu studie Bergland et al. (1994, 1997) byly uskutečněny v Polsku a v České republice v roce 2005 (Ščasný et al., 2006). Hypotetický produkt byl v této studii popsán pětistupňovou škálou, odvíjející se od obsahu přítomného fosforu jako limitujícího faktoru pro růst sinic. Dotazována byla změna o jednu a o dvě úrovně zlepšení kvality vody, což umožnilo testování efektu rozsahu (*scope effect*) rotací pořadí otázek na jednotlivé úrovně zlepšení. Mohlo tak být ověřeno, zda je ochota platit za zlepšení kvality vody o dvě třídy v odpovídajícím poměru vyšší než za zlepšení o jednu třídu.

Cílová populace v polské studii zahrnovala domácnosti v okruhu 10 km², celkem přibližně 35 000 obyvatel. Platebním prostředkem, stejně jako v norské studii, bylo zvýšení poplatků za nakládání s odpadními vodami, přičemž kvalitativní předvýzkumy v Polsku ukázaly jako velký problém především vysokou nedůvěru v tento typ platebního prostředku. Sběru dat předcházelo testování dotazníku a hypotetického scénáře v předvýzkumu a pilotním šetření. Hlavním problémem v lokalitě vybrané pro realizaci šetření byl především velký počet méně znečištěných substitutů v oblasti, a tedy snadná nahraditelnost oceňované vodní plochy obdobnými, dostupnými environmentálními statky vyšší kvality.

Pro analýzu výsledků byly odděleny skutečné nulové hodnoty ochoty platit od protestních odpovědí. O protestní odpovědi se jednalo tehdy, když respondent uvedl, že zlepšení kvality vody pro něj má hodnotu, ale za toto zlepšení by měl být odpovědný někdo jiný. V polském

⁴⁵ K výsledkům testování přenosu odhadu přínosů (*benefit transfer*) mezi studii z Norska a Německa viz. Muthke et Holm-Mueller (2004).

šetření byl identifikován vysoký podíl protestních odpovědí (71 %), který byl způsoben především nedůvěrou ve zvolený platební prostředek.

Oceňovaná vodní plocha byla silně znečištěna, byla zařazena do V. třídy kvality vod. Místní obyvatelé ji tedy téměř vůbec nevyužívali k rekreačním účelům jako koupání, plavbě loděmi či vodním sportům, přesto 28 % respondentů jezero navštívilo, především k procházkám a odpočinku v bezprostředním okolí jezera. Zbýlých 72 % respondentů jezero nijak nevyužívalo. Ochota platit relativně vysokého počtu neuživatelů byla autory interpretována jako vyjádření neúžitné hodnoty kvality vody v jezeře (jako odkazu pro jiné nebo existenční hodnoty). Analýzy dále ukázaly, že hodnoty ochoty platit byly vyšší u uživatelů než u neuživatelů jezera. Celkem 66 % respondentů také udávalo stejnou hodnotu za zlepšení o 1 i o 2 úrovně znečištění a nerozlišovali tedy rozsah oceňovaného zlepšení.

Srovnání těchto studií ukazuje, že použití stejných nástrojů (scénáře, platebního prostředku apod.) v prostředí rozvinutých zemí a zemí s tranzitivní ekonomikou nemusí být vhodné. Především protestní odpovědi v Polsku proti navrženému platebnímu prostředku ukazují na potřebu citlivějšího zohlednění specifických podmínek jednotlivých zemí, ne-li regionů. Obdobný problém je patrný také z německých studií, ve kterých nebylo možné definovat hypotetický produkt stejným způsobem, protože nebyly identifikovány shodné přírodní podmínky a namísto formátu ochoty platit byl zvolen formát ochoty přijmout kompenzaci za zhoršení jejich stávajícího stavu. Přitom řada empirických studií ukazuje, že odhady hodnot získaných formátem ochoty přijmout kompenzaci mohou být až 5x vyšší než odhady hodnot získaných formátem ochoty platit (Haab et McConnell, 2002: 8).⁴⁶ Tento přístup však vypovídá, spíše než o společenských rozdílech v jednotlivých zemích, o existujících rozdílech ve stavu environmentálních statků a služeb v různých geografických oblastech, případně nejen o rozdílech v jejich stavu, ale obecně o jejich dostupnosti nebo typu.

Metoda podmíněného hodnocení je založena na získávání dat pomocí dotazníkového šetření, musí proto respektovat postupy obvyklé v sociologických šetřeních. S rostoucím počtem studií se této problematice věnuje stále větší pozornost a na správné provedení šetření je kladen větší důraz. Pokud není realizováno odpovídajícím způsobem, může mít nemalý vliv na vyjadřovanou hodnotu oceňovaného statku respondenty. Mezi základní problémy tohoto typu patří způsob výběru vzorku pro stanovenou cílovou populaci, dostatečné testování nástroje sběru dat, které může v některých případech znamenat i

⁴⁶ Haab et McConnell (2002: 8) zmiňují studii Horowitz et McConnell, která při srovnání 45 studií zjišťuje tento poměr průměrných hodnot WTA a WTP.

opakovanou revizi dotazníku, a předejití několika typům zkreslení, které jsou obecně spojeny s problematikou kvantitativních šetření.⁴⁷

Bateman et al. (2006) odhadovali přínosy ze snížení dopadů eutrofizace místních řek a jezer v oblasti východní Anglie. Své výsledky potom porovnali s odhady nákladů na eliminaci eutrofizace v Anglii a Walesu, které stanovila studie Pretty et al. (2002). Věnovali proto zvýšenou pozornost testování spolehlivosti a validity svých výsledků. Ke stanovení ochoty domácností platit za snížení dopadů eutrofizace místních řek a jezer využili metodu podmíněného hodnocení.

Scénář v této studii představoval program na nakládání s odpadními vodami, který by vedl k odstranění fosforu přítomného ve vodách a k následnému snížení eutrofizace. Ochota platit byla dotazována licitačním formátem dichotomií volby (*one and half bound dichotomous choice*)⁴⁸. Autoři studie se zaměřili na determinanty účasti respondentů na šetření a míru návratnosti. Tyto determinanty potom analyzovali tak, aby byla umožněna agregace celkové hodnoty se zahrnutím respondentů, kteří odmítli účast na šetření. Jako cílová populace pro následnou agregaci byli uvažováni obyvatelé regionu, přestože si autoři byli vědomi případných přínosů ze zlepšení kvality vod také pro opční uživatele nebo neuživatele, tedy obyvatele mimo region.

Samotnému šetření předcházela důkladný předvýzkum formou skupinových rozhovorů. Respondenti v nich byli dotazováni na velmi obecné otázky týkající se definice povrchových vod, způsobů jejich využití, frekvence využívání povrchových vod samotnými respondenty, percepce čistoty vod a znalosti problému znečištění vod eutrofizací. Tyto otázky směřovaly v předvýzkumu k získání dostatečných podkladů o míře informovanosti obyvatel o problému, který byl předmětem oceňování a o rizicích spojených s tímto typem znečištění. Na základě výstupů z předvýzkumu vytvořili Bateman et al. (2006) předběžnou verzi dotazníku. Scénář v něm popisoval dopady eutrofizace řek a jezer, způsobené přísunem odpadních vod domácností, které v důsledku nadcházejících klimatických změn a populačních trendů nadále porostou. Ochota platit byla vyjadřována za odvrácení popsanych dopadů eutrofizace. Důraz byl kladen na zajištění věrohodnosti navrhovaných opatření. Jako platební prostředek bylo uvažováno zvýšení ročních poplatků za vodu. Podle autorů studie snižuje povinný charakter platebního prostředku riziko výskytu černých pasažérů.⁴⁹ Sledovány byly také důvody vedoucí respondenty k přijetí nebo odmítnutí nabízené částky, které umožnily identifikaci protestních odpovědí a demografické a socioekonomické charakteristiky respondentů.

⁴⁷ K chybám a zkreslením spojeným s kvantitativním šetřením v sociologii viz. Disman (2002).

⁴⁸ Podle autorů studie byl tento licitační formát v této studii poprvé použit k ocenění veřejného statku v kontextu netržního oceňování.

⁴⁹ Jak ukazuje studie provedená v Polsku (Ščasný et al., 2006) mohou vést platební prostředky, které mají povinný charakter, naopak k řadě protestních odpovědí.

Pilotní sběr byl uskutečněn na vzorku 100 respondentů a bylo v něm testováno především rozmezí nabízených částek ochoty platit pro použití v hlavním sběru dat. Dotazníky byly sbírány po dobu 5 týdnů formou osobních rozhovorů. Nabízené částky ochoty platit se pohybovaly v rozmezí £10–£200, přičemž každý respondent (domácnost) byl náhodně přiřazen do některého z rozmezí. Přesto byl kladen důraz na rovnoměrné zastoupení každého z intervalů. Celkem bylo osloveno 2321 domácností, z toho 1067 odmítlo na rozhovoru participovat. návratnost dotazníků tedy odpovídala 54 %. Pro následnou agregaci výsledků na celkovou cílovou populaci byly sledovány také charakteristiky pozorovatelné u těch respondentů, kteří na šetření odmítli participovat – pohlaví, odhad věku, typ bydlení. Analýza těchto dat ukázala silnou korelaci mezi odmítnutím, typem bydlení a věkem. Z hlediska pravděpodobnosti účasti na rozhovoru měla proměnná věk parabolický průběh, ženy měly spíše tendenci na rozhovoru neparticipovat a nehledě na pohlaví respondenta byla pravděpodobnost souhlasu s účastí vyšší, pokud tazatelem byla žena. S největší pravděpodobností tedy na rozhovorech participovali muži dotazovaní tazatelem ženského pohlaví.

Scénář považovala za věrohodný většina respondentů, minorita však vyjádřila pochybnosti ohledně efektivity navrhovaného schématu. Analýza byla proto provedena pro dva vzorky – celkový vzorek a vzorek pouze těch respondentů, kteří neměli žádné pochybnosti o věrohodnosti scénáře. U respondentů, kteří neměli žádné pochybnosti byly shledány vyšší intervaly nabízené částky ochoty platit. Tento vzorek byl dále rozdělen a analyzován pro uživatele statku. Neuživatelé nebyli z důvodu malého vzorku testováni. Při agregaci výsledků na cílovou populaci byla vynásobena průměrná hodnota ochoty platit dosažená ve vzorku (£75.41) počtem domácností v regionu. Tímto způsobem dosáhly roční přínosy 170 miliónů liber. V druhém odhadu byla těm, kdo odmítli participovat, přiřazena nulová hodnota a průměrná roční ochota domácností platit se snížila na 38,48 liber, což znamená agregovaný roční přínos 87 miliónů liber.

Autoři studie Bateman et al. (2006) potom tyto dvě částky srovnávají s odhadem nákladů na prevenci eutrofizace, které stanovuje Pretty et al. (2002) na 54,8 miliónů liber pro Anglii a Wales, a jasně docházejí k závěru, že čisté přínosy (odhadnuté pouze pro region východní Anglie) přesahují v tomto případě náklady.

Carson et Mitchell (1993) odhadovali přínosy ze zlepšení kvality vody v celonárodním šetření v USA na úroveň, která je definována cíli stanovenými Kongresem v zákoně o čistotě vod z roku 1972 (*Clean Water Act*). Autoři se obávali přítomnosti zkreslení část-celek (*part-whole bias*).⁵⁰ Protože byla v této studii předmětem oceňování kvalita statku na celonárodní

⁵⁰ Tzv. *part-whole bias* se vyskytuje tehdy, jestliže respondent oceňuje větší či menší entitu, než jaká je zamýšlena výzkumníkem. Této chybě lze předejít především správnou formulací scénáře.

úrovni, mohl být pro respondenty hypotetický produkt těžko identifikovatelný, protože byl příliš vzdálen jejich každodenní zkušenosti. Respondenti proto mohli mít tendenci přiřazovat statku na celonárodní úrovni hodnotu, která odpovídala jejich představě přínosů takového statku na regionální nebo místní úrovni. Naopak přínosem celonárodního šetření je podle autorů odstranění disparit mezi geografickými oblastmi nebo možnými způsoby využití vody, které jsou problematické při agregaci přínosů na populaci na celonárodní úrovni.⁵¹ Validitu a spolehlivost svých vlastních výsledků testovali porovnáním s výsledky jiných studií – studií, která sledovala shodně definované zlepšení kvality vody na regionální úrovni (k testování zkruslení část-celek) a s několika dalšími studii podobného charakteru.

Hypotetický produkt popisovali Carson et Mitchell (1993) jako zlepšení kvality vody ve třech kvalitativně rostoucích kategoriích: voda vhodná pro rekreační plavbu loděmi, voda vhodná pro rekreační rybolov a voda vhodná ke koupání, kdy první z těchto kategorií byla určena za stávající. K popisu tedy využili přístup, který Van Houtven et al. (2007) definují jako změnu v dostupnosti služeb poskytovaných daným ekosystémem, a proto jako pochopitelnější pro respondenty. Důraz byl kladen také na to, aby respondenti neoceňovali tržní přínosy vody, např. její využití jako zdroje pitné vody.

Důraz na striktně netržní přínosy zlepšení kvality vody je důslednější než u výše uvedených studií z Norska, Německa, Polska a České republiky, které zahrnuly přínos vody jako zdroje pitné vody do charakteristiky I. a II. třídy kvality vod.

Ochota platit byla v šetření Carson et Mitchell (1993) dotazována pro všechny tři fáze: za udržení stávající kvality vody (tedy vhodné pro rekreační plavbu), v dalším kroku za zlepšení z této kvality na úroveň vhodnou k rekreačnímu rybaření, a ve třetím kroku z kvality vhodné k rekreačnímu rybaření na úroveň vhodnou ke koupání.

Protože se v tomto případě jednalo o celonárodní šetření, bylo jako platební prostředek uvažováno navýšení ročních daní a vyšší ceny výrobků, znečišťujících povrchové vody. Dotazník byl testován ve třech fázích, především jeho srozumitelnost a pochopitelnost hypotetického produktu. Jako licitační formát byla zvolena platební karta.

Od každého respondenta byly získány 4 hodnoty ochoty platit pro každé ze tří oceňovaných zlepšení. První částka představovala hodnotu ochoty platit za každou z úrovní, kterou respondent určil. Další byla respondentem opravená hodnota pro každou z úrovní poté, kdy mu byla sdělena celková suma všech tří vyjádřených částek pro jednotlivé úrovně. V dalším kroku byl respondent informován o částce, kterou v současnosti domácnost v obdobné příjmové kategorii platí za zlepšení kvality vod. Respondent měl opět možnost svou ochotu platit revidovat. Nakonec bylo respondentovi sděleno, že předchozí částky nejsou dostatečné k dosažení žádného z předpokládaných cílů, včetně zachování stávající kvality

⁵¹ Problémem regionálních disparit u environmentálních statků se zabývají také Van Houtven et al. (2007).

vody (tedy vhodné pro rekreační plavbu loděmi) a respondent mohl ještě jednou upravit výši své ochoty platit. Částky ochoty platit upravené po sdělení celkové sumy za všechny tři třídy zlepšení a po sdělení částky, kterou dotazovaná domácnost v současnosti platí za zlepšení kvality vod, jsou autory uvažovány jako nižší hranice ochoty platit, částka vyjádřená v posledním kroku, tedy po sdělení, že udaná ochota platit není dostatečná, je uvažována jako horní hranice ochoty platit. Z rozdílu mezi dvěma posledně jmenovanými ochotami platit lze odvozovat, jak dalece je respondent při určování částky ovlivnitelný tazatelem či společenským tlakem.

Autoři v této studii tedy sledovali jednak hodnotu každé jednotlivé úrovně a jejich společnou hodnotu, zároveň však také vývoj křivky těchto úrovní. Jedná se o odlišný přístup ve srovnání se studii Bergland et al. (1997, 1997), Muthke et Holm-Mueller (2004) a Ščasný et al. (2006), kteří také sledují dvě různé úrovně zlepšení, nejedná se však o oceňování každé postupné úrovně zvlášť, ale o dva rozdílné posuny vždy od stávající situace.

Carson et Mitchell (1993) docházejí k závěrům, že potenciální roční přínosy ze zlepšení kvality povrchových vod na celostátní úrovni na vodu vhodnou ke koupání jsou poměrně velké a přesahují předpokládané náklady programu na zlepšení kvality vod. Do budoucna však podle autorů náklady na zlepšení kvality vod prudce vzrostou a převýší celkové potenciální přínosy, kvůli vysokým mezním nákladům na zlepšení kvality vody ve zbývajících vodních plochách na úroveň vhodnou ke koupání. Tento poměr nákladů a přínosů je podle autorů dán částečně také tím, že nástroje na zlepšení kvality povrchových vod uvedené v zákoně z roku 1972 jsou výhradně „klasickými“ normativními nástroji příkazů a zákazů (command-and-control), a je tedy možné předpokládat poměrně vysokou finanční náročnost na jejich implementaci. Doporučují tedy výraznější orientaci na ekonomicky motivované nástroje. Také navrhuji revizi cílů zákona, tedy snížení cílové kvality vody u některých silně znečištěných a exponovaných řek, kdy by náklady na jejich vyčištění v jejich současné podobě nebyly vynaloženy optimálně.

Odhady přínosů zlepšení kvality vod metodou podmíněného hodnocení a metodou cestovních nákladů

Povrchové vody jsou velmi často využívány k rekreaci a řada studií oceňujících kvalitu povrchových vod využívá k definici hypotetického produktu právě různé typy rekreačního využití. Protože je k odhadu hodnoty rekreačních oblastí obecně vhodné využít metodu cestovních nákladů, jsou v následující části této rešerše zahrnuty studie, které kombinují tyto dvě metody – metodu podmíněného hodnocení a metodu cestovních nákladů k odhadu

hodnoty zlepšení kvality vod.⁵² Při použití obou typů metod k ocenění stejného statku je možné porovnat hodnoty vyjádřené na základě hypotetického trhu a hodnoty odvozené z reálného chování jednotlivců. Tento postup však často, především pro finanční a časová omezení, není možno uskutečnit. Někteří autoři také uvádějí, že v těchto metodách získáváme jiný typ hodnoty (Van Houtven et al., 2007; Choe et al., 1996), a hodnoty tedy nelze jednoduše srovnávat, slouží spíše pro vzájemné potvrzení spolehlivosti získaných hodnot.

V rámci této rešerše jsou uvedeny studie Du (1999) a Choe et al. (1996), které využívají metodu cestovních nákladů a podmíněného hodnocení v rámci jednoho šetření. Autoři obou těchto studií docházejí ke zjištění, že hodnoty získané použitím obou metod jsou podobné.

Du (1999) sleduje rekreační přínosy zlepšení kvality vody eutrofizovaného jezera v Číně. Základní hypotézou této studie je, že zlepšení kvality vody by vedlo k vyšší poptávce po rekreaci v jezeře, a tedy k vyšší ceně kvalitativně lepšího environmentálního statku. Dochází k závěru, že po realizaci navrhovaných opatření na zlepšení kvality vody by stoupla rekreační hodnota jezera, vyjádřená ochotou platit uživateli jezera a jejich reálnými náklady zjištěnými metodou cestovních nákladů, o 50 % jeho roční hodnoty a doporučují tedy implementovat opatření vedoucí ke zlepšení kvality vody v jezeře. V rámci této studie nebyly zohledněny žádné další přínosy ze zlepšení kvality vody komerčního charakteru, jako přínosy z chovu ryb nebo zásobování vodou, lze tedy podle autora předpokládat, že jsou odhady studie reálně nižší, než jaká by byla skutečná celková hodnota jezera po změně.

Studie se zaměřila na sledování následujících rekreačních přínosů: koupání v jezeře, vodní sporty, rekreační plavbu loděmi a rekreační rybaření, a dále na sportovní aktivity provozované v bezprostředním okolí jezera, jako jogging apod. Jako hlavní zdroj znečištění byl identifikován nárůst odpadních vod domácností a průmyslu vypouštěných do jezera. Studie se soustředila výhradně na uživatele jezera, jednalo se tedy o *on-site* sběr dat přímo v okolí jezera, přičemž byli vyloučeni administrativní zaměstnanci a zaměstnanci zařízení, poskytujících služby spojené s aktivitami v okolí jezera, projíždějící a ti, kteří oblast navštívili služebně. Uvažované jezero je navštěvováno obyvateli celé Číny, přičemž hlavními uživateli jsou obyvatelé žijící v blízkosti jezera. Návštěvníci jezera tedy byli považováni za reprezentativní vzorek jeho uživatelů, přičemž byly sledovány jejich socioekonomické a demografické charakteristiky (příjem, vzdělání, věk a pohlaví). Sledováno bylo chování jednotlivců a pro výběr vzorku (N=408) byla zvolena metoda náhodného výběru. Autoři se snažili zohlednit sezónní výkyvy v intenzitě a typu využití jezera, 70 % sběru se tedy uskutečnilo na jaře, 25 % v létě a 5 % v zimě, přičemž částky udávané respondenty v zimním období byly nižší.

⁵² Řada autorů doporučuje použít metodu TCM v lokalitách, které jsou rekreačně využívány, Bateman et al. (2002) navrhuje kombinovat metody projevených a stanovených preferencí k ověření získaných hodnot.

V části dotazníku věnované CVM byl zvolen licitační formát otevřené otázky, kdy respondenti měli nejdříve říci, zda by byli ochotni platit, či ne, a potom měli určit svou maximální ochotu platit. Protože cílovou populací byli výhradně uživatelé jezera, byl jako platební prostředek zvolen zvýšený vstupní poplatek a navýšení místních daní.⁵³

Jedním z diskutovaných problémů v analýzách výsledků metody cestovních nákladů je přepočtení hodnoty cestovního času. Ve zmiňované čínské studii byl cestovní čas oceněn dvěma způsoby. Jako ekvivalent plného hodinového příjmu a jako třetina hodinového příjmu. Jak autor studie uvádí, jsou ekonomické poměry v Číně specifické, a samotný příjem nemusí být objektivní proměnnou vypovídající o ekonomickém postavení respondenta. Du (1999) tedy sledoval ještě další proměnnou – způsob bydlení respondentů, kterou v analýze uvažoval jako komplementární proměnnou k udávanému příjmu. Respondenty rozdělil podle toho, zda bydlí ve vlastním samostatném domě, bytě, či v různé formě sdíleného bydlení a za každou dodatečnou místnost, kterou měl respondent k dispozici, navýšil jeho příjem o 10 %. Analýza ukázala, že respondenti s vyšší kvalitou bydlení udávají vyšší ochotu platit.

Respondenti oceňovali různé úrovně zlepšení kvality vody⁵⁴ (podobně jako Carson et Mitchell, 1993), kdy byla každá úroveň zlepšení představena tak, aby korespondovala s typem využití, pro který je nejvhodnější, tedy voda vhodná k rekreační plavbě lodí (chápána stejně jako vhodná pro rybolov), vhodná ke koupání, pitná voda.⁵⁵

Přestože autor považuje výsledky obou metod (CVM a TCM) za podobné, roční odhad přínosů získaný metodou podmíněného hodnocení při zlepšení na úroveň vhodnou k plavbě loděmi je výrazně vyšší (o 71,62 %) než odhad na základě metody cestovních nákladů. Při zlepšení na úroveň pitné vody však tento rozdíl významně klesá na pouhých 0,86 %. Tento rozdíl autor vysvětluje možností vyjádřit v rámci podmíněného hodnocení také jiné než užité hodnoty, a tedy zahrnutím existenční hodnoty jezera do vyjadřované ochoty platit, přičemž dosažení kvality vody vhodné ke koupání je podle autora maximální úrovní odpovídající morálním závazkům respondentů. Tuto domněnku potvrzuje analýza odpovědí na otázku po důvodu platby. Třetina respondentů uvažovala vlastní dobro, 40 % by platilo jako výraz společenské odpovědnosti a okolo 16 % jako přínos budoucím generacím.

Druhá studie (Choe et al., 1996), zahrnutá do této rešerše, která kombinuje metodu podmíněného hodnocení a metodu cestovních nákladů k odhadu ekonomické hodnoty zlepšení kvality vody v řece a v moři, do něhož tato řeka ústí, dochází při srovnání výsledků dosažených aplikací obou těchto metod k obdobnému závěru jako Du (1999). Do odhadu získaného metodou podmíněného hodnocení je podle Choe et al. (1996) třeba zahrnout

⁵³ Za hlavní uživatele jezera byli zároveň považováni místní obyvatelé (viz výše).

⁵⁴ Můžeme se setkat také s odlišnými přístupy, kdy je sledována změna k jedné stanovené úrovni. Tento přístup využívá např. Choe et al., 1996.

⁵⁵ Carson et Mitchell (1993) však ve své studii záměrně neocenoují úroveň vhodnou jako zdroj pitné vody, tento typ přínosu podle nich spadá do komerčního využití a je tedy již zohledněno v tržních cenách. Naopak diferencují mezi kvalitou vhodnou pro plavbu lodí a pro rekreační rybolov.

také vyjádření neužitných hodnot respondenty, užité a neužité hodnoty však podle nich nelze jasně rozlišit. Dokonce i u neuživatelů to podle autorů této studie není možné, protože mohou zohledňovat rozličné užité hodnoty mimo rekreační přínosy, jako např. snížené riziko kontaminace potravy nebo zvýšení ekonomických zisků z případného nárůstu turismu. Studie Choe et al. (1996) byla provedena v Davao, jedné z hlavních urbánních oblastí na Filipínách. Přestože jsou výsledné hodnoty získané oběma metodami (CVM a TCM) velmi podobné (obdobně jako u Du, 1999), jsou však zároveň nízké, a to jak v absolutním vyjádření (\$1–2 za měsíc na domácnost), tak i pokud jsou vyjádřeny jako procento z příjmu dotazovaných domácností (méně než 1 %). Tato zjištění vysvětlují autoři rozdílným vnímáním priorit v méně rozvinutých zemích. Z výsledných hodnot studie vyplývá, že kontrola znečištění vod není pro obyvatele oblasti Davao na Filipínách vysokou prioritou a podporuje hypotézu autorů, že ochota domácností platit za environmentální statky, jako je např. zlepšení kvality vod, je v rozvojových zemích nízká.

Choe et al. (1996) vycházejí ve své studii z předpokladu, že důsledkem rozdílné ekonomické úrovně v rozvinutých zemích na jedné straně a v méně rozvinutých zemích na straně druhé je různé vnímání priorit. Obyvatelé rozvinutých zemí, které již dosáhly určitého stupně materiálního zajištění, mají tendenci obracet se k postmateriálním hodnotám a přikládat jim větší důležitost (Ingelhart, 1977).⁵⁶ Přestože má ochrana životního prostředí své pragmatické opodstatnění, může být hodnota environmentálních statků řazena právě mezi hodnoty postmateriální. V rozvojových zemích, které ještě dostatečného materiálního zajištění nedosáhly, není povědomí o nutnosti ochrany životního prostředí nebo o důvodech důležitosti zachování environmentálních statků a služeb všeobecně rozšířené. To mohou prohlubovat i další problematické fenomény jako nedostatek vzdělanosti a informovanosti. V řadě případů se však jedná o nemožnost řešit degradaci vlastního životního prostředí v důsledku nedostatečných prostředků. Podle Choe et al. (1996) obyvatele rozvojových zemí dávají při rozhodování mezi zachováním svého životního prostředí a vizí budoucího ekonomického blahobytu přednost posledně jmenovanému, přičemž výchozím bodem je pro ně potřeba zajištění základních materiálních potřeb.

Výsledky této studie tedy indikují, že pro místní obyvatele není zlepšení kvality vody v blízké řece a při pobřeží prioritou, přičemž studie sledovala především přínosy z rekreačního využití zlepšení kvality vody blízké pláže. Důvodem znečištění bylo přímé vypouštění odpadu z domácností a průmyslu do řeky ústící do moře v blízkosti pláže, která byla předmětem oceňování.

Socioekonomické charakteristiky obyvatel potvrzují předpoklad nízké vzdělanosti, nízkých ekonomických příjmů a nízké kvality bydlení. Autoři ilustrují vnímání hodnoty kvality vody

⁵⁶ Podobně základním předpokladem hypotézy environmentální Kuznětsovy křivky je, že po dosažení určitého ekonomického rozvoje začne klesat zátěž životního prostředí spojená s dalším ekonomickým rozvojem.

místními obyvateli na následujícím žebříčku priorit. Dosažení 1) bezpečných, hygienických podmínek ve vlastních domech, 2) čistých, hygienických podmínek v nejbližším okolí, 3) zlepšení kvality povrchových vod, přičemž v posledním desetiletí se většina obyvatel dostala do stádia 1, avšak pouze malá část do stádia 2 a méně než 1 % obyvatel je napojeno na sběrný systém odpadních vod.

Autoři studie sledovali ekonomickou hodnotu kvality povrchových vod indikovanou posunem domácnosti ze stádia 1 do stádia 3 nebo ze stádia 2 do stádia 3. Výsledky studie ukazují, že místní obyvatelé si jsou dobře vědomi problému znečištění lokálních povrchových vod a zdravotních rizik s tím spojených, a že kvůli této skutečnosti výrazně změnili své chování. Těsně před realizací studie proběhla v místě rozsáhlá informační kampaň o zdravotních rizicích spojených s koupáním na nejvíce postižené pláži Times Beach. Tato pláž byla před kampaní nejvíce rekreačně využívaným místem, po kampani však většina obyvatel na tuto pláž přestala jezdit. To vypovídá o tom, že přestože je ochota platit nízká, uvědomují si obyvatelé problémy spojené s nízkou kvalitou vody.

Při analýze dat byla prokázána signifikantní závislost mezi příjmem domácnosti, dosaženým stupněm vzdělání a výší ochoty platit, přičemž čím vyšších hodnot dosahovaly obě proměnné, tím vyšší byla zjištěné hodnoty ochoty platit.

Metodou cestovních nákladů měřili autoři rozdíl mezi ekonomickými přínosy rekreačních uživatelů získané z jejich aktivit před a po informační kampani o znečištění Times Beach. Hodnota cestovního času byla počítána jako polovina průměrného hodinového příjmu členů domácnosti. Nebyla zde tedy měřena změna kvality vody, ale spíše změna percepce této kvality místními obyvateli, resp. zdravotních rizik s ní spojených.

Srovnání výsledků metody podmíněného hodnocení a metody cestovních nákladů se v této studii ukazuje jako problematické,⁵⁷ odhady ekonomické hodnoty jsou však z obou přístupů velmi nízké. Ohledně srovnání obou výstupů formulují autoři následující vstupní hypotézy: 1) Odhady z CVM pro uživatele statku by měly být vyšší, než odhady z TCM, 2) odhady CVM pro uživatele by měly být vyšší, než odhady CVM pro ne uživatele, přičemž závěry studie potvrzují druhou z hypotéz a potvrzení první hypotézy není zcela jasné.⁵⁸

Přestože byly získány velmi nízké hodnoty, doporučují autoři na základě výsledků studie využívat valuační metody v rozvojových zemích. Zdůrazňují však, že takto získané hodnoty nelze využít jako výhradní vstupní data do rozhodování o implementaci opatření na zlepšení kvality vod, ale spíše jako ukazatel preferencí a způsobů chování obyvatel, které může být způsobeno mimo jiné nedostatkem informací, které mají obyvatelé k dispozici. Nedostatečná

⁵⁷ Především obě metody měří ekonomickou hodnotu rozdílných environmentálních statků (viz. Van Houtven et al., 2007).

⁵⁸ Důvodem je zde získání různých hodnot při aplikaci různých modelů analýzy dat.

informovanost může vést k nízkému povědomí o vznikajících společenských externalitách.⁵⁹ Přes poměrně nízké vyjádřené hodnoty vidí autoři implementaci opatření na zlepšení kvality vod v této oblasti jako opodstatněné, protože potřeba zlepšení kvality vody v této oblasti je evidentní a nutná. Přesto jsou podle nich důležitější prioritou jiné environmentální problémy v oblasti jako odlesňování nebo nedostatečně řešené odpadové hospodářství. Částečně tedy potvrzují hypotézu, že sami obyvatelé rozvojových zemí nevnímají ochranu životního prostředí jako prioritu.

Ochota platit a ochota přispět svým časem

Odlišnou cestou, jak se vyrovnat s obdobnými problémy při použití netržních metod oceňování v méně rozvinutých zemích, jdou autoři studie Alam et Marinova (2001). Autoři této studie vycházejí z předpokladu, že monetární vyjádření hodnoty environmentálního statku je z mnoha důvodů problematické.⁶⁰ Při využití valuačních metod v méně rozvinutých zemích se k tradičně uváděným omezením přidává existence nedostatečně rozvinutého a fungujícího trhu nebo častá nízká životní úroveň obyvatel.⁶¹

Alam et Marinova (2001) používají metodu podmíněného hodnocení ke stanovení celkové ekonomické hodnoty kvality vody (užitných i neužitných hodnot) na řece Buriganga v Bangladéši. Velká část populace žije v této oblasti pod hranicí chudoby s extrémně nízkými příjmy, a to může vést k vysokému podílu nulové ochoty platit. Protože v těchto zemích nejsou zajištěny dostatečně fungující tržní mechanismy, není podle autorů možné koncept ochoty platit použít. V těchto společnostech jsou rozšířené mechanismy jako barterový obchod nebo reciproční výpomoc. Proto autoři kriticky navazují na teoretický koncept ochoty platit a rozšiřují ho o komplementární koncept ochoty přispět svým časem (*willingness to contribute, WTC*).

Základní myšlenkou tohoto konceptu přitom je poskytnout respondentovi možnost vyjádřit hodnotu oceňovaného statku nebo služby jinak než v monetárních jednotkách. Protože zde peníze nejsou jediným a dominantním prostředkem směny, chápou autoři

⁵⁹ Řada autorů zabývajících se teorií valuačních metod a možnostmi využití výsledků těchto metod především v analýzách nákladů a přínosů zdůrazňuje, že takto získaná data by měla být chápána jako jedny ze vstupních položek do CBA, právě také z toho důvodu, že jednotlivec do svých preferencí nemusí zahrnovat celospolečenské efekty (OECD, 2006).

⁶⁰ Nejčastěji uváděné okruhy problémů spojených s oceňováním netržních statků jsou (Bateman et al., 2002; Freeman, 2003) i) nezvyklost přiřazovat peněžní hodnotu těmto typům statků, a tedy riziko nereálného odhadu ii) morální a etické důvody, které hovoří o tom, že některé věci by neměly být otázkou rozpočtového omezení iii) poskytnutí environmentálního (veřejného) statku je považováno za samozřejmé, iv) za řešení problémů je odpovědný někdo jiný nebo spadá do kompetence určité veřejné instituce.

⁶¹ Přitom právě problematika znečištění vod je v rozvojových zemích velmi aktuální. V důsledku nárůstu počtu obyvatel v rozvojových zemích klesá podíl obyvatelstva s přístupem ke zdrojům nezávadné vody. V důsledku znečištění vodních zdrojů trpí velká část obyvatelstva těchto zemí nemocemi způsobenými bakteriemi, viry nebo parazity vázanými na vodní prostředí. Příčinou tohoto stavu je, vedle vysoké hustoty obyvatel, především nedostatečné zajištění nakládání s odpadními vodami a odpady vůbec (Moldan, 2001; Choe et al., 2001; GEO, 2000).

studie peněžní jednotku v původním významu jako měřítko společenské užitečnosti času. Licitační otázka potom zní: „Kolik svého času byste byl ochoten věnovat na ...?“

Důraz byl v této studii kladen také na snahu o získání celkové ekonomické hodnoty. Podle autorů studie proto scénář představující hypotetickou situaci zahrnoval komplexní řešení situace, které by vedlo ke zlepšení ekologického zdraví řeky. Předmětem oceňování tedy bylo i) zlepšení kvality vody tak, aby byla vhodná ke koupání, rybolovu a plavbě lodí (dosažení určitého stupně kvality a způsobu využití), ii) zavedení regulačních a neregulačních opatření na minimalizování zdrojů znečištění (preventivní opatření na zamezení budoucího znečištění), iii) odstranění ilegálních staveb tak, aby byl zajištěn volný proud vody v řece. Scénář dále specifikoval technologie, které by byly použity, jaké statky a služby by opatření ovlivnilo, aktuální a případnou změnu přírodního statku a platební prostředek. Podobně jako u předchozích studií byly jako hlavní zdroj znečištění identifikovány pevný odpad, splachy z okolních ploch a vypouštěné odpadní vody z průmyslové činnosti a z domácností blízkého města. V dotazníku byly dále sledovány postoje, znalosti a chování respondentů.

Každý z respondentů měl potom vyjádřit hodnotu, kterou by pro něj představovala uvedená změna v peněžní jednotce a časové jednotce. Pro výběr vzorku byl použit stratifikovaný náhodný výběr z celkové populace 5,38 miliónu obyvatel, přičemž míra návratnosti byla 95,45 %. Hodnotu vyjádřilo formou ochoty platit 25 % domácností, 75 % nebylo ochotno se jakkoli finančně podílet. Podíl respondentů, kteří byli ochotni přispět svým časem byl však necelých 33 %. Ti byli následně dotazováni také na to, kolik hodin by byli ochotni poskytnout. Tento čas byl na základě informací o měsíčním příjmu domácnosti přepočítán do peněžních jednotek. Průměrná hodnota WTC byla odhadnuta na 62,04 Tk⁶² za měsíc (zatímco průměrná WTP byla 51,91 Tk), tzn., že hodnota stanovená formou WTC byla vyšší než hodnota stanovená formou WTP. WTP přitom odmítaly spíše domácnosti s nižším příjmem a navrhovaly podílet se raději formou WTC.

Kombinace ochoty platit a ochoty přispět svým časem je specifickým postupem, jak řešit problémy spojené jak s využitím valuačních studií v rozvojových zemích, tak i s vyjadřováním hodnoty environmentálních statků a služeb v monetárních jednotkách. Na rozdíl od Choe et al. (1999) je podle autorů této studie na základě jejich výsledků možné konstatovat, že v rozvojových zemích je významný podíl obyvatelstva, pro které mají environmentální statky hodnotu. Tuto hodnotu jsou podle nich schopni vyjádřit, pokud mají možnost vyjádřit ji jinak než v monetárních jednotkách.

Rozdílnost pohledů vyjádřená v obou těchto studiích ukazuje, že výsledky valuačních studií aplikovaných v rozvojových zemích mohou, vedle odhadu ekonomické hodnoty

⁶² Bangladéšská taka: Kurz z 1.5.2007 100 Tk = 28,964 Kč.

environmentálního statku nebo služby, sloužit jako zajímavý podklad k širší debatě o vztahu mezi ochranou životního prostředí a ekonomickým rozvojem.

5.4 Závěr

Přestože studie uvedené v této rešerši odhadují hodnoty podobných hypotetických produktů za použití metody podmíněného hodnocení, lze mezi nimi nalézt výrazné rozdíly z hlediska uspořádání šetření, popisu hypotetického produktu i uchopení jednotlivých nástrojů v rámci metody podmíněného hodnocení.

Hlavními zdroji znečištění ve většině vybraných studií byla kombinace plošných zdrojů typu znečištění ze zemědělské činnosti a bodových zdrojů, kterými jsou především odpadní vody domácností. V některých studiích byly dále tyto zdroje znečištění kombinovány s průmyslovými odpadními vodami, nebo se znečištěním jiného charakteru, např. bakteriálním znečištěním, nebo znečištěním toxickými látkami.

Většina z těchto studií charakterizuje hypotetický produkt jeho přínosy pro lidskou společnost. Rozdíl v jejich popisech byl shledán z hlediska striktního odlišení tržních a netržních přínosů vodní plochy, kdy některé ze studií zahrnují vodu jako zdroj pitné vody mezi tržní přínosy a některé mezi netržní spolu s různými typy rekreačního využití.

Byly ukázány přístupy k oceňování různé velikosti hypotetického produktu (v tomto případě zlepšení kvality povrchových vod) a možné přístupy k řešení problémů spojených s agregací získaných odhadů ze vzorku na cílovou populaci v případě, kdy je oceňována menší entita statku a naopak, problémy spojené se stanovením odhadu hodnoty statku v celonárodním měřítku, kdy je do šetření zahrnut vzorek celé populace, a jsou tedy výrazně sníženy problémy spojené s agregací, může však docházet ke zkrácení způsobeným přílišnou vzdáleností statku, a tedy horší uchopitelnosti jeho možných přínosů respondenty.

Přehled zahrnuje také různé přístupy k problémům spojeným s použitím netržních metod oceňování v méně rozvinutých zemích a nekonvenční snahy o rozšíření teoretického rámce metody podmíněného hodnocení.

Byly sledovány také rozdíly odhadů hodnot získaných metodami sledujícími hypotetické chování respondentů a odhadů hodnot na základě reálně projeveného chování respondentů metodou cestovních nákladů.

Pozornost byla věnována také specifickým problémům, které přináší použití shodného uspořádání šetření v různých geografických a společenských podmínkách.

I na základě těchto zjištění je zřejmé, že může být problematické porovnávat výsledky jednotlivých studií na oceňování kvality vod, především z důvodu diverzity v přístupech

k definici oceňovaného statku. Van Houtven et al. (2007) proto doporučují vytvořit standardizovanější přístupy k charakteristice změny kvality vody, které by zajistily oceňování ekvivalentního statku, a tedy umožnily i následné srovnávání dosažených výsledků, které je možné využít v meta-analýze nebo k přenosu získaných hodnot (*benefit transfer*).

6. Případová studie Máchova jezera

Jádrum této práce je použití metody podmíněného hodnocení k ocenění zlepšení kvality vody Máchova jezera. Šetření na Máchově jezeře bylo uskutečněno Centrem pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy v Praze v rámci projektu MethodEx⁶³ v létě a na podzim roku 2005 za účasti studentů katedry Sociální a kulturní ekologie FHS UK. Data, která byla sebrána v rámci tohoto výzkumu, jsou v této práci použita se souhlasem Centra pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy v Praze. Autorka této práce se účastnila přípravy tohoto šetření, tvorby dotazníku a koordinovala průběh realizace šetření, kdy se také osobně účastnila jednotlivých fází testování a sběru dat. Výsledky výzkumu a jejich interpretace byly v této práci zpracovány nezávisle na výstupu Centra pro otázky životního prostředí, který je součástí závěrečné zprávy projektu MethodEx. Dalším výstupem výzkumu je také studie Ščasný et al. (2006). Hlavním cílem výzkumu v rámci projektu MethodEx bylo testování přenositelnosti hodnot na mezinárodní úrovni, kdy byla v několika evropských zemích realizována šetření na základě původní norské studie Bergland et al. (1997), která odhadovala přínosy ze zlepšení kvality vody eutrofizovaného jezera v Norsku.⁶⁴ Tato diplomová práce je však zaměřena výhradně na aplikaci metody podmíněného hodnocení a testování přenosu hodnot se vůbec nezabývá. I z tohoto důvodu je zájem této práce soustředěn na odlišná témata spojená s výzkumem na Máchově jezeře, než jaká byla předmětem zájmu řešitelského týmu Centra pro otázky životního prostředí v rámci projektu MethodEx.

K odhadu hodnoty byla použita metoda podmíněného hodnocení a z výše uvedeného důvodu testování přenositelnosti hodnot byla z velké části převzata struktura dotazníku a také uspořádání šetření. Dotazník byl přeložen z poskytnutého anglického překladu původního norského dotazníku, testován v místních podmínkách a částečně upraven. Možná zkreslení, vzniklá v důsledku překladu, byla diskutována s autory norské studie. Tato práce se nadále tomuto šetření věnuje pouze z hlediska metodiky podmíněného hodnocení.

⁶³ Projekt MethodEx - EC Contract n° GOCE-CT-2003-505368 (Methods and data on environmental and health externalities: harmonising and sharing of operational estimates) byl financován 6. rámcovým programem Evropské komise.

⁶⁴ Ostatní studie, které byly součástí testování přenosu hodnot, jsou popsány v rešeršní části této práce (kapitola 5).

6.1 Uspořádání případové studie

6.1.1 Určení lokality

Eutrofizace povrchových vod je v České republice velmi rozšířeným jevem v tekoucích i stojatých vodách. V prvním kroku šetření bylo třeba identifikovat vodní plochu silně znečištěnou eutrofizací, kde by hlavními zdroji znečištění byly odpadní vody domácností a splachy z polí obsahující sloučeniny dusíku a fosforu v důsledku zemědělské činnosti.

V první fázi výběru byly, na základě sledování znečištění vodních ploch určených ke koupání prováděného krajskými hygienickými stanicemi v posledních letech, vybrány tři lokality: Máchovo jezero, Brněnská přehrada a rybníkářská oblast na Karlovarsku. Brněnská přehrada byla v této první fázi vyloučena, přestože byla již několik let pravidelně řazena do V. třídy „velmi znečištěná voda“ a koupání v ní bylo pouze „na vlastní nebezpečí“. Hlavním důvodem pro toto vyřazení byla bezprostřední blízkost velkého města, a tedy i vysoká pravděpodobnost dalších významných zdrojů znečištění, např. průmyslových odpadních vod. Za cílovou populaci šetření byli určeni místní obyvatelé, kteří byli zároveň znečišťovateli i uživateli oceňované vodní plochy. Přítomnost významného komerčního subjektu, jako jsou průmyslové podniky, který by mohl být jedním z dalších znečišťovatelů, by mohl vést k řadě protestních odpovědí místních obyvatel, protože by povinnost nést náklady spojené se zlepšením kvality vody považovali spíše za odpovědnost takového většího znečišťovatele, než za svou vlastní.

Na Karlovarsku se ukázalo jako zásadní problém realizace šetření příliš velké množství substitutů vybrané vodní plochy. Za nejvhodnější oblast se proto jevilo Máchovo jezero.

Původní záměr projektu – testování přenositelnosti hodnot – stanovil mimo jiné také velmi jasná kritéria výběru lokality a cílové populace. Základním předpokladem pro přenositelnost hodnot je co největší možná podobnost hypotetického produktu. Pro výběr lokality proto byla výchozí následující kritéria:

1. znečištění vodní plochy v V. nebo IV. třídě znečištění,
2. hlavní zdroje znečištění z odpadních vod domácností a zemědělské činnosti,
3. cílovou populací měli být místní obyvatelé, kteří jsou zároveň uživateli i znečišťovateli,
4. v bezprostřední blízkosti vodní plochy se nemělo nacházet město s více než 100 000 obyvateli,
5. v blízkém okolí nemělo být příliš substitutů a
6. lokalita neměla být turistická.

Posledně jmenovaná podmínka nebyla splněna, přesto ve všech ostatních kritériích vyhovovala zvolená oblast Máchova jezera nejlépe. Existence turismu v lokalitě může být

důvodem pro stanovení ochoty platit, která vedle přínosů ze zlepšení kvality vody definovaných ve scénáři může zahrnovat i jiné motivy, jako např. zvýšení ekonomických přínosů respondenta v důsledku nárůstu turismu. V šetření na Máchově jezeře byla tato možnost testována doplňujícími otázkami na hlavní nebo vedlejší ekonomické přínosy respondentů z místního turismu.

Zájmové území Máchovo jezero

Máchovo jezero bylo založeno u města Doksy roku 1366 za vlády Karla IV. pod jménem Velký rybník.⁶⁵ Turismus se na Máchově jezeře začal rozvíjet v 80. letech 19. století, kdy začalo být doporučováno jako lázeňské středisko. Ve třicátých letech bylo povoleno koupání a od této doby rekreace na Máchově jezeře přibývá. V důsledku vysokého stupně znečištění eutrofizací v posledních letech byl však na Máchově jezeře vyhlášen zákaz koupání a rekreace tak byla na velkou část sezóny opakovaně omezena. Koupání bylo možné pouze na vlastní nebezpečí.

Máchovo jezero leží 15 km jihovýchodně od České Lípy a vzhledem k poměrům České republiky se jedná o relativně velkou vodní nádrž (284 ha). V okolí nádrže je řada rekreačních zařízení a vedle hospodářského využití vodní plochy je na ní provozována i řada rekreačních aktivit jako vodní doprava a vodní sporty (vodní lyžování, plachetní lodi, jachty, windsurfing). Na jeho březích se nacházejí městečka Doksy a Staré Splavy. V letní turistické sezóně je jezero značně zatíženo v důsledku využití stálými i sezónními návštěvníky.

Podle zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny je Máchovo jezero významným krajinným prvkem a v regionálním Územním systému ekologické stability (ÚSES) je vymezeno a schváleno jako biocentrum regionální úrovně, pohyb i množství rekreantů by tedy měly být účinně regulovány.

Máchovo jezero se nachází v pramenné oblasti Břehyňského a Robečského potoka. Podloží je zde převážně pískovcové s dobrou propustností. Přítoky Máchova jezera jsou Robečský potok, který protéká městem Doksy, a Břehyňský potok. Na Robečském potoce byly zjištěny ilegální úniky odpadních vod domácností přímo do vodního toku bez jakéhokoli čištění ve třech obcích (Doksy, Obora, Okna), v nichž následně probíhal sběr dat. Toto zjištění podpořilo jedno ze vstupních kritérií pro tvorbu hypotetického scénáře, že místní obyvatelé jsou nejen uživateli, ale zároveň také znečišťovateli vodní plochy Máchova jezera. Břehyňský potok pramení severovýchodně od Doks, vtéká do Břehyňského rybníka a jeho výtok je druhým napájecím zdrojem Máchova jezera.

⁶⁵ K přejmenování Velkého rybníka na Máchovo jezero dochází poprvé ve 30. letech 20. století, v roce 1936 však v souvislosti s rozvojem fašismu odmítla Názvoslovná komise uznat změnu názvu Velkého rybníka. Po druhé světové válce se však znovu ujímá a ustaluje označení Máchovo jezero.

Z technického hlediska je Máchovo jezero průtočnou nádrží s čelní hrází na Robečském potoce s přítokem z jeho povodí a povodí Břežyňského potoka o celkové ploše 97, 41 km². Na Břežyňském potoce se nad Máchovým jezerem nachází Břežyňský rybník, na Robečském potoce je situován Čepelský rybník. Z Máchova jezera odtéká Novozámecký potok. Máchovo jezero je ve správě Agentury ochrany přírody a krajiny (AOPK) a náleží do rybníční soustavy Břežyňský rybník, Máchovo jezero a Novozámecký rybník. V předchozích čtyřiceti letech bylo Máchovo jezero využíváno k intenzivnímu rybářskému hospodaření, což je také jednou z příčin současné eutrofizace rybníka.

V blízkém okolí Máchova jezera nejsou žádné významné substituty, ačkoliv předvýzkum ukázal rekreační využití blízkého Břežyňského rybníka ke koupání, přestože je využíván jako zdroj pitné vody a koupání v něm je zakázáno.

Před letní sezónou 2005 byly na Máchově jezeře již podniknuty některé kroky ke zlepšení kvality vody. V důsledku špatného stavu vody bylo v posledních letech opakovaně omezeno koupání ve vodní ploše na vlastní nebezpečí, a došlo proto k výraznému snížení jejího rekreačního využití a pravděpodobně také zisků z rekreačních činností a turistického ruchu. V červnu 2005 zde byla použita metoda chemického srážení fosforu hlinitými solemi ke snížení obsahu fosforu přítomného ve vodě a následnému snížení koncentrace sinic. Tato skutečnost byla opět využita ve scénáři pro přiblížení nástrojů a opatření využitelných ke zlepšení kvality vod.

6.1.2 Vymezení předmětu oceňování

Předmětem oceňování tohoto šetření byla kvalita vody eutrofizované vodní plochy. V České republice je jakost povrchových vod vyjadřována v pětistupňové škále podle normy TNV 75 7221 Klasifikace jakosti povrchových vod⁶⁶ podle ukazatelů, které jsou uvedeny v tabulce 6.2.

Tabulka 6.1: Definice tříd jakosti povrchových vod podle TNV 75 7221

Třída	Klasifikace
I.	Neznečištěná voda
II.	Mírně znečištěná voda
III.	Znečištěná voda
IV.	Silně znečištěná voda
V.	Velmi silně znečištěná voda

⁶⁶ Limitní hodnoty ukazatelů jakosti vody ve vodách určených ke koupání u nás vymezuje vyhláška Ministerstva zdravotnictví ČR 464/2000 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity venkovních hracích ploch.

Tabulka 6.2: Skupiny ukazatelů jakosti povrchových vod podle TNV 75 7221

Skupina	Ukazatele
A	Obecné fyzikální a chemické ukazatele
B	Specifické organické látky
C	Kovy a metaloidy
D	Mikrobiologické a biologické ukazatele
E	Radiologické ukazatele

Zdroj: ENVIS – Informační portál o životním prostředí

Jakost vody pro koupání posuzuje příslušná krajská hygienická stanice podle vyhlášky č. 135/2004 Sb. Pro účely definování oceňovaného statku byla využita pětistupňová škála krajské hygienické stanice sloužící k informování o aktuálním stavu jakosti vody ve vodních plochách určených ke koupání, která byla dále upravena pro potřeby scénáře.

Tabulka 6.3: Klasifikace jakosti vody podle KHS

Třída	Klasifikace	Obecný popis
I. ☺	Voda vhodná ke koupání	Nezávadná voda s nízkou pravděpodobností vzniku zdravotních problémů při vodní rekreaci s vyhovujícími smyslově postižitelnými vlastnostmi.
II. 😊	Voda vhodná ke koupání se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi	Nezávadná voda s nízkou pravděpodobností vzniku zdravotních problémů při vodní rekreaci se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi, v případě možnosti je vhodné se osprchovat.
III. 😐	Zhoršená jakost vody	Mírně zvýšená pravděpodobnost vzniku zdravotních problémů při vodní rekreaci, u některých vnímavých jedinců by se již mohly vyskytnout zdravotní obtíže, po koupání se doporučuje osprchovat.
IV. ☹	Voda nevhodná ke koupání	Voda neodpovídá hygienickým požadavkům a pro uživatele představuje zdravotní riziko, koupání nelze doporučit zejména pro citlivé jedince uvedené v §5 odst. 3 vyhlášky.
V. ☹	Voda nebezpečná ke koupání	Voda neodpovídá hygienickým požadavkům a hrozí akutní poškození zdraví, vyhláší se zákaz koupání.

Zdroj: KHS Liberec (2005)

K dotazníku byly použity pomocné karty, které lépe ilustrovaly popis oceňované hypotetické změny. Označení tříd bylo upraveno tak, aby neevokovalo vhodnost využití vody pouze ke koupání, ale aby lépe vypovídalo o míře znečištění vody v obecné rovině. Jednotlivé třídy potom byly označeny následovně: *I. Velmi čistá voda, II. Čistá voda, III.*

Málo znečištěná voda, IV. Znečištěná voda, V. Velmi znečištěná voda. Zachovány byly symboly „smile“, které se v předvýzkumu osvědčily jako snadno pochopitelné pro respondenty. Jednotlivé třídy byly dále popsány z hlediska průhlednosti vody, hladiny obsaženého kyslíku, intenzity růstu řas, případně výskytu jedovatého vodního květu (u kvalitativně nižších tříd). Dále byla uvedena vhodnost využití vody člověkem. Jednalo se o následující charakteristiky: využití jako zdroj pitné vody, ke koupání, k vodním sportům, k zavlažování a k rybaření. Tyto charakteristiky byly v jednotlivých třídách dále rozděleny podle vhodnosti kvality vody ke každému typu využití jako velice vhodné, vhodné, méně vhodné a nevhodné.

Definice znečištění a jeho zdrojů se ve scénáři omezila výhradně na znečištění eutrofizací, za jehož hlavní zdroje byly označeny odpadní vody domácností, znečišťující látky pocházející ze zemědělské činnosti a živiny obsažené v sedimentech, které se do vodní plochy dostaly v důsledku přihnojování superfosfáty v minulosti za účelem zvýšení produkce ryb. Součástí předvýzkumu bylo mimo jiné získání informací o stavu kvality vody v Máchově jezeře v minulosti a v současnosti a identifikace zdrojů současného znečištění na základě rozhovorů se zástupci městského úřadu, místním rybářstvím a místními obyvateli, které byly následně použity pro úpravu scénáře.

Předmětem oceňování bylo zlepšení kvality vody ze současného stavu znečištění, určeného do třídy „IV. Znečištěná voda“ na třídu „III. Málo znečištěná voda“ a třídu „II. Čistá voda“. Tyto dva stupně zlepšení kvality vody byly chápány jako dva na sobě nezávislé hypotetické produkty a respondent měl zlepšení, které bylo dotazováno jako druhé, vždy chápat jako novou situaci nezávisle na předchozí otázce. Zlepšení tedy bylo posuzováno vždy od výchozí (stávající) situace k cílovému zlepšení.

Hodnotu ochoty platit za zlepšení kvality vody o jednu třídu respondenti stanovovali podle změny přínosů uvedených v tabulce 6.4:

Tabulka 6.4: Zlepšení kvality vody ze třídy IV na třídu III

IV. ZNEČIŠTĚNÁ VODA		III. MÁLO ZNEČIŠTĚNÁ VODA	
• Špatná průhlednost vody		• Snížená průhlednost vody	
• V hloubce nízká hladina kyslíku pro některé druhy ryb		• V hloubce snížená hladina kyslíku pro některé druhy ryb	
• Výrazný růst řas		• Výraznější růst řas	
• Výskyt jedovatého vodního květu		• Počínající výskyt vodního květu	
nevhodné	PITNÁ VODA	méně vhodné	PITNÁ VODA
	KOUPÁNÍ		KOUPÁNÍ
	VODNÍ SPORTY		VODNÍ SPORTY
méně vhodné	ZAVLAŽOVÁNÍ	vhodné	ZAVLAŽOVÁNÍ
	RYBAŘENÍ		RYBAŘENÍ

Hodnotu ochoty platit za zlepšení kvality vody o dvě třídy respondenti stanovovali podle změny přínosů uvedených v tabulce 6.5:

Tabulka 6.5: Zlepšení kvality vody ze třídy IV na třídu II

IV. ZNEČIŠTĚNÁ VODA		II. ČISTÁ VODA	
• Špatná průhlednost vody		• Dobrá průhlednost vody	
• V hloubce nízká hladina kyslíku pro některé druhy ryb		• Převážně dostatečná hladina kyslíku pro některé druhy ryb	
• Výrazný růst řas		• Slabý růst řas	
• Výskyt jedovatého vodního květu			
nevhodné	PITNÁ VODA KOUPÁNÍ VODNÍ SPORTY	vhodné	PITNÁ VODA KOUPÁNÍ VODNÍ SPORTY
méně vhodné	ZAVLAŽOVÁNÍ RYBAŘENÍ	velice vhodné	ZAVLAŽOVÁNÍ RYBAŘENÍ

6.1.3 Stanovení cílové populace

Cílovou populací byli místní obyvatelé, kteří dosáhli plnoletosti. Dotazování probíhalo v domácnostech náhodně vybraných podle seznamů Českého statistického úřadu (ČSÚ). Celková populace vybraných lokalit činila 4 890 obyvatel. Reprezentativní vzorek byl vybírán v obcích Doksy a Staré Splavy v pilotním sběru dat náhodnou procházkou, v hlavním sběru dat byla populace rozšířena o další obce ve spádové oblasti – Oboru, Okna, Zbyny, Tachov, Skalku u Doks a Bezděz. Z původní celkové populace v pilotním šetření (4259 obyvatel) tak došlo k navýšení o 631 obyvatel v oblasti o rozloze 12 km². Ze zájmu výzkumu byli zcela vyloučeni ostatní rekreanti a návštěvníci Máchova jezera.⁶⁷

6.2 Dotazník

Dotazník je rozdělen do 8 částí. V následujícím textu je vybraným částem věnována zvláštní pozornost.

1. část Úvodní část – sledování postojů respondenta (celospolečenské problémy)
2. část Hypotetický scénář
3. část Ochota platit
4. část Doplnující otázky

⁶⁷ V současnosti je řešen projekt financovaný Interní grantovou agenturou VŠE "Analýza environmentálního chování spotřebitele ve městech s ohledem na ochranu krajiny" (hlavní řešitel tohoto projektu je Ing. Ondřej Vojáček). Předmětem zkoumání v tomto případě je vliv změny kvality vody (vliv eutrofizace a působení sinic) a dalších rekreačních atributů (vstupní poplatky, přeplněnost pláží, vybavenost pláží, povrch pláží) na změnu preferencí uživatelů této rekreační oblasti. Spotřebitelská volba v tomto případě bude analyzována modelem diskretní volby, který vychází z modelu náhodného užítku (random utility model) a je využívána metoda výběrového experimentu (choice experiment) (Bateman et al, 2002). Empirická data budou získána v průběhu letní sezóny 2007 pomocí výběrového šetření, které bude probíhat od června do srpna 2007 na Máchově jezeře.

- | | |
|---------|---|
| 5. část | Postojové otázky (představy respondenta ohledně jeho vztahu k Máchovu jezeru) |
| 6. část | Socioekonomické a demografické otázky |
| 7. část | Hodnocení dotazníku respondentem |
| 8. část | Otázky pro tazatele |

Úvodní část sleduje názory respondentů na celospolečenské problémy, na ni navazuje scénář, ve kterém je definována oceňovaná změna s pomocí grafického znázornění na kartách, je popsáno opatření, kterým by k oceňované změně došlo, definován způsob a podmínky platby a *platební prostředek*. Respondent má poté stanovit maximální částku, kterou by byl ochoten platit každoročně po dobu následujících pěti let formou zvýšeného poplatku za nakládání s odpadními vodami, aby došlo k popísované změně.⁶⁸

Po scénáři následují otázky na ochotu platit za zlepšení kvality vody o jednu a o dvě třídy zlepšení. Dotazování na dvě různé úrovně zlepšení kvality vody, nezávisle na sobě, umožňuje testování *efektu rozsahu* (tzv. *scope efekt*). Rotace pořadí kladení těchto dvou otázek potom umožňuje sledovat, jak ovlivňuje hodnoty ochoty platit jejich pořadí (tzv. *position bias*). V předvýzkumu bylo zjištěno, že někteří respondenti mohou mít tendenci upravit zpětně udanou hodnotu ochoty platit poté, kdy je jim položena 2. otázka na ochotu platit, nezávisle na jejich pořadí. Přestože se jedná o dvě na sobě nezávislé situace (změny od výchozího stavu k cílovému stavu zlepšení), mohli mít někteří respondenti snahu hodnoty upravit po vzájemném porovnání. V dotazníku byl proto vytvořen prostor pro tuto opravu tak, aby byla zachována původně udaná hodnota ochoty platit. Rotace otázek na ochotu platit umožnila sledovat případné zkreslení způsobené pořadím kladení otázek.

Pokud respondent uvede nulovou ochotu platit, jsou dále sledovány důvody jeho odpovědi. Jako skutečné nulové hodnoty ochoty platit jsou definovány následující odpovědi:

1. Nemohu si to dovolit.
2. Zlepšení kvality vody pro mě nemá žádnou cenu.

Všechny ostatní odpovědi jsou chápány jako různé formy protestních odpovědí:

3. Za zlepšení kvality vody by měl být zodpovědný stát.
- *řešení problému znečištění životního prostředí chápe respondent jako téma spadající pod pravomoci státu. Podle něj není problémem soukromých osob.*
4. Nevěřím, že by prostředky na opatření byly vynaloženy efektivně.

⁶⁸ Alternativním přístupem je vyjadřování ochoty přijmout kompenzaci za zhoršení kvality vody, který byl použit ve studii Muthke et Holm-Mueller (2004) (viz. Kapitola 5).

- *respondent protestuje proti instituci, která je ve scénáři představena jako instituce odpovědná za realizaci navrhovaných opatření vedoucích ke zlepšení kvality vody*⁶⁹
- 5. Stávající prostředky na zlepšení kvality vod jsou dostatečné.⁷⁰
- 6. Za zlepšení kvality vody by měli být zodpovědní jiní znečišťovatelé.
 - *respondent se necítí být spoluodpovědný za stávající stav, a proto není ochoten se na jeho zlepšení jakkoli podílet.*
- 7. Jsem proti zvýšení poplatku za nakládání s odpadními vodami.
 - *respondent protestuje proti platebnímu prostředku*
- 8. Pro své rozhodnutí jsem neměl/a dostatek informací.
 - *jedná se o informační chybu*

Pokud respondent uvede nenulovou částku, je dále zjišťováno, zda se jedná o jeho maximální ochotu platit. V jedné z těchto otázek je respondent dotazován, zda by byl ochoten zaplatit více, pokud by se ukázalo, že opatření nutná ke zlepšení kvality vody v Máchově jezeře jsou nákladnější, a o kolik by byl ochoten zaplatit více. Ukázalo se však, že je tato proměnná problematická, protože nedefinuje, ke kterému stupni zlepšení (o jednu nebo o dvě třídy) se zvýšená ochota platit vztahuje. Přestože řada respondentů svou ochotu platit v této otázce zvýšila, nebudou tyto odpovědi dále předmětem analýzy, protože není jednoznačné, jak z touto částkou zacházet.

Dále je testována validita scénáře, tzn. zda respondent porozuměl, co je předmětem oceňování. Zde je respondent dotazován, na co byla vyjádřená ochota platit podle něj určena. Respondenti měli na výběr z následujících odpovědí, přičemž pouze první z nich odpovídá hypotetickému produktu:

1. Jen na zlepšení kvality vody v Máchově jezeře.
2. Také na zlepšení kvality vody v ostatních řekách a vodních plochách v Libereckém kraji.
3. Na celkové zlepšení kvality vody v ostatních řekách a vodních plochách v České republice.
4. Především na celkové zlepšení životního prostředí v České republice.

⁶⁹ V prostředí České republiky se lze setkat s obecnou nedůvěrou v efektivnost hospodaření s veřejnými financemi. Podobnou zkušenost zmiňuje i studie Ščasný et al. (2006) při provádění obdobného výzkumu na kvalitu vod v Polsku. Nejvíce protestních odpovědí v polském šetření bylo způsobeno právě nedůvěrou v efektivní vynaložení poskytnutých prostředků, řada respondentů nevěřila, že by peníze byly vynaloženy opravdu na zlepšení kvality vod. Tato nedůvěra je pravděpodobně způsobena přístupem, jakým je nakládáno s veřejnými prostředky, který je veřejností vnímán jako vysoce neefektivní a také přítomností relativně vysoké míry korupce v postkomunistických zemích.

⁷⁰ Tuto odpověď si v hlavním sběru dat vybralo celkem 6 respondentů. Dva z těchto respondentů zároveň souhlasili se zařazením kvality vody Máchova jezera do třídy kvality vody IV. Jejich odpověď lze tedy chápat jako skutečnou nulovou hodnotu ochoty platit. Další 4 respondenti, kteří si tuto odpověď vybrali, vnímali kvalitu vody jako lepší, než jak byla popsána v hypotetickém scénáři. Jejich odpověď lze tedy chápat jako nesouhlas s hypotetickým scénářem a jejich nulová hodnota ochoty platit je proto uvažována jako protestní odpověď.

Testována je také vhodnost zvoleného platebního prostředku, a zda byl respondentem akceptován. Zároveň jsou sledovány respondentovy stávající náklady na nakládání s odpadními vodami.

Hlavní hypotézou této práce je, že ochota platit těch, kteří využívají Máchovo jezero k různým aktivitám je vyšší než těch, kteří je nikterak nevyužívají. V dotazníku jsou sledovány následující typy využití a jejich intenzita: koupání, výlety lodí, rybaření, vodní sporty, sportování, procházky a předpokládané zvýšení využití Máchova jezera po zlepšení kvality vody.

Postojové otázky v další části dotazníku jsou zaměřeny na respondentův osobní vztah k Máchovu jezeru a jeho názor na původce znečištění Máchova jezera.

Za socioekonomické a demografické proměnné je zařazena také otázka na případný finanční prospěch respondenta z turistického ruchu v lokalitě. Na základě těchto odpovědí je následně možné identifikovat ty respondenty, jejichž ochota platit je motivována ziskem ze zvýšení turismu, ke kterému by po zlepšení kvality vody pravděpodobně došlo, a tedy jiným motivem, než jaký je předpokládán ve scénáři.

Poslední část dotazníku vyplňuje tazatel, který zde má možnost vyjádřit jakékoli problémy nebo nejasnosti spojené s uskutečněným rozhovorem.

Součástí dotazníku jsou také pomocné karty, které slouží především k lepší názornosti scénáře. V rámci pomocných karet byla respondentům představena také přehledová tabulka s jednotlivými třídami kvality vod a s podrobným popisem možného způsobu využití a fyzikálních charakteristik vody. Zlepšení v jednotlivých třídách bylo potom barevně znázorněno ještě na mapách, které byly rovněž součástí pomocných karet.

6.3 Fáze výzkumu

6.3.1 Předvýzkum

Předvýzkum proběhl v první polovině srpna 2005 ve dvou fázích. Nejdříve byla testována první verze přeloženého dotazníku. Hlavní zájem se v předvýzkumu soustředil na srozumitelnost otázek a především valuačního scénáře. Byly vytvořeny pomocné karty a testována také jejich srozumitelnost. Struktura a forma dotazníku se ukázala jako velmi nevhodná pro práci v terénu, pro další kroky výzkumu byla proto výrazně upravena. V rámci předvýzkumu se uskutečnilo 12 rozhovorů s první verzí přeloženého dotazníku. Dále byly sebrány také dodatečné informace o problematice znečištění Máchova jezera a o celkovém vnímání situace místními obyvateli. Ukázalo se například, že v některých případech může být

turismus vnímán jako negativní jev, a že proto zlepšení kvality vody nemusí být vítáno, protože by v jeho důsledku mohlo dojít ke zvýšení intenzity turismu v místě.

V předvýzkumu byla data sbírána nahodilým výběrem, respondenti byli dotazováni v domácnostech, na ulicích a na plážích Máchova jezera v Doksech a Starých Splavech.

Dotazník byl již v předvýzkumu doplněn o otázky na způsob řešení nakládání s odpadními vodami u dotazovaných domácností a na znalost respondentů jejich vlastních nákladů spojených s odpadními vodami. Bylo sledováno, zda je domácnost napojena na veřejný vodovod a kanalizaci, či zda vlastní studnu jako zásobárnu pitné nebo užitkové vody a případně, zda vlastní žumpu nebo septik. Ukázalo se, že v tomto směru existuje v Doksech a Starých Splavech variabilita. Setkali jsme se s kombinacemi, kdy domácnosti:

1. byly napojeny na veřejný vodovod i kanalizaci,
2. vedle veřejného vodovodu a kanalizace využívaly ještě vlastní studnu, buď pro pitnou i užitkovou vodu nebo jen pro užitkovou,
3. byly napojeny na veřejný vodovod, ale odpadní vody vypouštěly do žumpy nebo septiku,
4. využívaly vlastní studnu a odpadní vody vypouštěly do žumpy nebo septiku.

Otázky na zjišťování způsobu nakládání s odpadními vodami a nákladů s tím spojených proto byly ve finální podobě dotazníku formulovány tak, aby zachytily všechny výše uvedené možnosti.

Náklady spojené s odpadními vodami určovali respondenti za rok nebo za měsíc. Někteří respondenti, kteří platili formou vodného a stočného, měli problémy s určením částky pouze za stočné. Vyskytli se také respondenti, kteří otevřeně hovořili o ilegálních případech svých žump a septiků a uváděli proto minimální náklady na nakládání s odpadními vodami. Zjištění těchto kombinací a znalost nákladů spojených s eliminací odpadních vod bylo zásadní pro správnou formulaci *platebního prostředku*. Platebním prostředkem bylo navýšení stočného nebo platby za odvoz žumpy či septiku. V hlavním sběru dat jsme se setkali ještě s jednou situací, kterou jsme v předvýzkumu nepokryli – ve třech případech uvedli respondenti využívání biologické čističky obce a nulovou výši vlastních nákladů za nakládání s odpadními vodami, přestože jako obyvatelé obce pravděpodobně nesli určité náklady spojené s pořízením a chodem čističky. Tito respondenti přesto uvedli nenulovou (pozitivní) ochotu platit.

Na základě těchto zjištění byly v druhé fázi předvýzkumu testovány jiné formy platebního prostředku:

1. platba prostřednictvím zvýšení místních poplatků,
2. platba prostřednictvím zvýšení daní,
3. platba do speciálního fondu,

4. zvýšení cen výrobků, jejichž spotřeba vede ke znečištění.

Protože bylo toto šetření součástí širšího výzkumu na testování přenositelnosti hodnot, bylo nutné zachovat jako platební prostředek zvýšení poplatků za nakládání s odpadními vodami. Součástí dotazníku však byla otázka, která sledovala preference respondentů jiného způsobu platby. Tato proměnná dovoluje důkladněji sledovat případné protestní odpovědi respondentů proti platebnímu prostředku.

Byly identifikovány činnosti, které místní obyvatelé na Máchově jezeře provozují. Přestože je zde například zakázáno rekreační rybaření, někteří obyvatelé k tomuto účelu jezero využívají. Rekreační rybaření bylo proto ponecháno v dotazníku jako jedno z možných využití, abychom byli schopni takové respondenty rovněž zachytit.

V blízkém okolí Máchova jezera nebyly shledány žádné významné substituty, které by mohly mít zásadní vliv na výši vyjadřované ochoty platit. Na Robečském potoce se sice nachází Čepelský rybník, ten je však podstatně menší než Máchovo jezero, jeho kvalita vody byla v dotazovaném období také o něco nižší než v Máchově jezeře a především je tento rybník intenzivně využíván k chovu ryb. Přestože se v něm někteří místní obyvatelé koupají, jedná se spíše o marginální jev. Hlavním konkurentem je tedy tento rybník pouze z hlediska využití k rekreačnímu rybaření.

Na Břežňanském potoce se nachází Břežňanský rybník, který kvalitou vody v dotazovaném období výrazně převyšoval kvalitu vody v Máchově jezeře, v tomto rybníce je však zakázáno koupání, protože slouží jako zdroj pitné vody. Přestože bylo identifikováno několik respondentů, kteří tento rybník využívali ke koupání, jednalo se opět spíše o okrajový jev a rybník tedy nebyl považován za významný substitut.

Protože je Máchovo jezero v letní sezóně turisticky využíváno a řada ekonomických aktivit v oblasti souvisí s turismem, byla do hlavního sběru zařazena také doplňující otázka na případný ekonomický prospěch respondenta z místního turistického ruchu. Tato proměnná dovoluje sledovat vliv turismu, který je spojen s kvalitou vody v jezeře, na výši ochoty platit.

Na základě předvýzkumu byly do dotazníku zahrnuty také další postojové otázky sledující vztah místních obyvatel k Máchovu jezeru. Tyto otázky jsou také předmětem analýzy získaných dat.

Dotazník umožňuje testování *efektu rozsahu* (tzv. *scope efekt*) sledováním ochoty platit za dvě na sobě nezávislé úrovně zlepšení kvality vody. Otázky na jednotlivé úrovně znečištění byly střídány tak, že první respondent nejdříve určoval svou ochotu platit za zlepšení kvality vody o jednu úroveň a poté svou ochotu platit za její zlepšení o dvě úrovně. Další respondent začínal určováním své ochoty platit nejdříve za zlepšení kvality vody o dvě úrovně, a teprve potom určoval svou ochotu platit za zlepšení kvality vody o jednu úroveň.

U dalšího respondenta se pořadí otázek opět vystřídalo, a tak dále. Pokud respondent na prvně položenou otázku odpověděl nulovou ochotou platit, byla druhá otázka na ochotu platit vynechána a tazatel pokračoval další částí dotazníku. Předvýzkum však ukázal, že především v případě, kdy je jako první položena otázka na ochotu platit za zlepšení kvality vody o jednu úroveň, nemusí být pravidlem, že ochota platit bude nulová i u druhé otázky zjišťující ochotu platit za dvě úrovně zlepšení kvality vody. U několika respondentů se ukázalo, že zlepšení kvality vody o jednu úroveň pro ně nemá žádnou cenu, protože je vnímají jako příliš malé a bezvýznamné, jak z hlediska změny v možnostech využití vody k rekreačním účelům, tak i z přírodního hlediska jako zlepšení podmínek v ekosystému pro život jiných organismů. V dalších fázích výzkumu byla proto vždy dotazována ochota platit za zlepšení kvality vody o obě třídy bez ohledu na to, která z otázek byla dotazována jako první.

V předvýzkumu byla testována také názornost pomocných karet, které byly převzaty z norského výzkumu. Výrazně upravena byla především karta znázorňující třídy kvality vod a způsoby možného využití. Popis původně doplňovaly fotografie vodních ploch, různě znečištěných eutrofizací. Tyto fotografie byly v následující podobě dotazníku nahrazeny symboly „smile“ podle označení používaného Krajskou hygienickou stanicí.

Rozhovory v předvýzkumu trvaly 45–90 minut, bylo tedy nutné dotazník odpovídajícím způsobem zkrátit. Upraven a zkrácen byl především scénář, řada otázek byla přeformulována nebo nahrazena lépe vypovídajícími otázkami.

6.3.2 Pilotní sběr dat

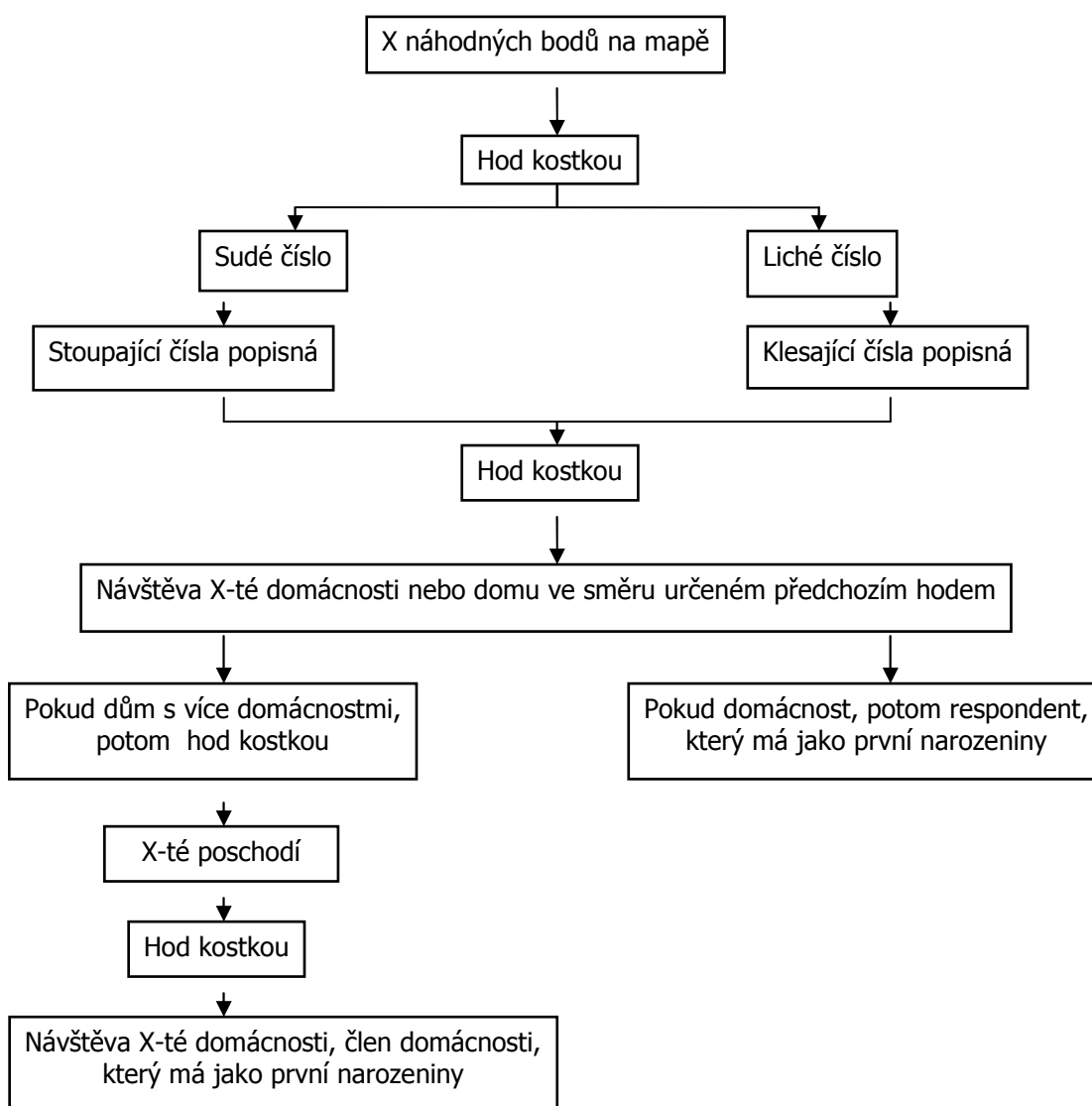
Pilotní šetření bylo uskutečněno ve dvou fázích. Data byla sbírána o víkendu a v jednom navazujícím pracovním dnu v Doksech a Starých Splavech na celkové populaci 4 259 obyvatel. Sebráno bylo celkem 48 dotazníků. Metodou výběru vzorku byla *náhodná procházka*. Byl vytvořen samostatný formulář pro zaznamenávání sociodemografických charakteristik respondentů, kteří odmítli účast na rozhovoru. Jednalo se o takové proměnné, které byl schopen odhadnout tazatel nezávisle na respondentovi, tedy pohlaví respondenta, jeho přibližný věk, typ bydlení (samostatný dům, řadový dům, panelový dům) a důvod odmítnutí účasti na rozhovoru.

K výběru vzorku byly použity podrobné mapy ulic a domů v Doksech a Starých Splavech. Na těchto mapách bylo náhodně vybráno 50 bodů, které byly nadále uvažovány jako výchozí body, odkud začínali tazatelé sbírat. V každém z těchto výchozích bodů hodil tazatel kostkou, pokud mu padlo sudé číslo, pokračoval ulicí směrem po stoupajících číslech popisných, pokud padlo liché číslo, postupoval dále po lichých popisných číslech. Znovu hodil kostkou, a pokud mu padlo např. číslo pět, navštívil 5. dům ve směru, který byl určen

předchozím hodem. Pokud se jednalo o ulici s činžovními nebo panelovými domy, tedy domy, které obsahovaly více než jednu domácnost, pokračoval tazatel dále obdobným způsobem v hodech kostkou, až zjistil konečnou domácnost. Aby byla zajištěna náhodnost výběru, byl za respondenta zvolen ten člen domácnosti, který měl mít jako první narozeniny. Cílovou populací byli pouze obyvatelé, kteří dosáhli plnoletosti.

Pokud domácnost odmítla, zaznamenal tazatel výše uvedené charakteristiky do záznamového archu odmítnutí a dále pokračoval z výchozího bodu na mapě.

Schéma 6.1: Náhodná procházka v pilotním šetření



V praxi se tento způsob výběru ukázal jako velmi náročný. Problém působilo např. nepravidelné číslování domů, různá délka ulic nebo nebytové prostory v domech. Poměrně

vysoké procento odmítnutí a nezastižení respondentů vedlo k rychlému vyčerpání lokality. Problém představovaly také vícebytové domy, především panelové, kde bylo obtížné dostat se do domů. Všeobecným problémem byla nechuť obyvatel pouštět tazatele dovnitř, obzvláště, pokud byl tazatelem muž. Z těchto důvodů musel být v mnoha případech vynechán poslední krok sběru – člen rodiny, který má mít jako první narozeniny, protože hrozilo ještě vyšší procento odmítnutí.

Dále bylo v pilotním šetření zjištěno, že je třeba omezit sběr dat v pracovních dnech na odpolední hodiny od 16:00 do 19:00 a o víkendech zhruba od 10:00 do 11:30 a od 13:30 do 19:00. Mimo tyto hodiny se v pracovních dnech doma vyskytovaly pouze specifické skupiny populace – důchodci, děti nebo studenti, případně nezaměstnaní, a při sběru dat v dopoledních hodinách by tedy došlo ke snížení reprezentativnosti vzorku; o víkendech měli respondenti mimo výše určené hodiny vyšší tendenci odmítat účast na rozhovorech, protože byl tento čas více vyhrazen společnému rodinnému dění.

V pilotním sběru dat bylo kontaktováno celkem 274 domácností. Bylo zaznamenáno vysoké procento respondentů, kteří nebyli zastiženi doma (42,7 % z celkově kontaktovaných domácností, N=117), navíc 69,4 % z dotázaných⁷¹ (39,8 % z celkově kontaktovaných, N=109) odmítlo na rozhovoru participovat. Hlavním důvodem pro odmítnutí byl nedostatek času (71,6 %), 8,3 % dotázaných nebyli místní obyvatelé, a tedy nespádali do cílové populace, 5,5 % se rozhovoru nemohlo zúčastnit z důvodu nemoci nebo nemohoucnosti, 4,6 % se rozhovoru neúčastnilo, protože ze zásady nikdy na podobných věcech neparticipují. 65 % respondentů, kteří odmítli účast na rozhovoru byly ženy. S větší pravděpodobností – 59 % – odmítali na rozhovoru participovat starší lidé (věk 46+), lidé se středním ekonomickým zázemím (67 %), žijící v samostatně stojícím domě (66 %). Tato zjištění indikovala především potřebu zvýšit důvěryhodnost tazatelů a motivaci respondentů. Tyto výsledky jsou uvedeny v tabulkách 6.7, 6.8 a 6.9.

Tabulka 6.6: návratnost v pilotním šetření a hlavním sběru dat

	Pilotní šetření			Hlavní sběr dat		
	Četnost	% z dotázaných	% z celkově kontaktovaných	Četnost	% z dotázaných	% z celkově kontaktovaných
Vyplnění dotazníku	48	30,6	17,5	228	68,7	59,4
Odmítnutí účasti na rozhovoru	109	69,4	39,8	104	31,3	27,1
Nezastižení	117		42,7	52		13,5
Celkem kontaktovaných	274	100	100	384	100,0	100,0

⁷¹ Terminologická poznámka: Za dotázané jsou považováni ti respondenti, kteří byli zastiženi doma, a buď poskytli rozhovor nebo odmítli účast na rozhovoru. Kontaktovaní respondenti zahrnují jak dotázané, tak i ty respondenty, kteří nebyli zastiženi doma.

Zároveň se ukázalo, že rostoucí turismus vedl k omezení využívání jezera místními obyvateli, a tedy přispěl i k relativně vysoké nechuti obyvatel participovat na výzkumu.

Proto byla také znovu zvažována vhodnost rybníkářské oblasti na Karlovarsku, kde byla po pilotním šetření na Máchově jezeře dotázána jedna *ohnisková skupina* a bylo uskutečněno několik rozhovorů s místními obyvateli u vytipovaných rybníků. Problémy spojené s rybníkářskou oblastí na Karlovarsku však jasně ukázaly nevhodnost lokality k provedení zamýšleného výzkumu. Především zde bylo příliš velké množství substitutů a u několika rybníků byly identifikovány jiné zdroje znečištění, než jaké předpokládal scénář, některé z rybníků byly také intenzivně využívány ke komerčnímu chovu ryb. Výchozí předpoklady výzkumu nebylo možné v této lokalitě splnit.

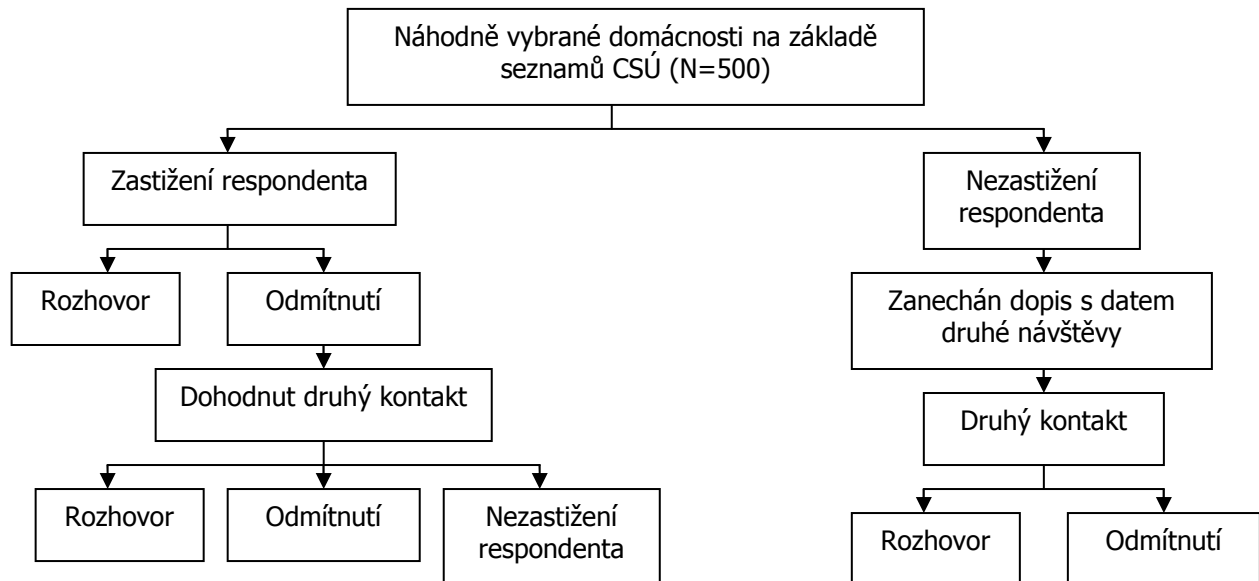
Hlavní sběr dat se tedy, i přes výše uvedené problémy v pilotním šetření, uskutečnil na Máchově jezeře. Na základě výsledků a zkušeností s pilotním sběrem dat byly učiněny kroky vedoucí k zásadním změnám ve strategii výběru i v samotné strategii sběru dat. Sběru dat předcházela především informační kampaň o nadcházejícím šetření. O jeho realizaci a instituci odpovědné za výzkum byli informováni místní zastupitelé. Na významných bodech v jednotlivých obcích byly vyvěšeny letáky s daty realizace šetření, stručnými informacemi o předmětu šetření a realizátorovi výzkumu – Univerzitě Karlově v Praze. Tato informační kampaň usnadnila tazatelům vstup do vybraných domácností. Zvýšila důvěryhodnost tazatelů a ochotu respondentů podílet se na výzkumu, protože návštěvu tazatelů do určité míry očekávali. Protože v pilotním sběru dat došlo k rychlému vyčerpání lokality, byla rozšířena cílová populace o další 4 obce a sběr dat byl omezen na víkendy a odpolední hodiny dvou pracovních dnů v týdnu.

Tazatelé dávali respondentům na začátku rozhovoru další informační letáky s podrobnějšími informacemi o výzkumu a kontakty, na něž se respondenti mohou obrátit v případě zájmu o výsledky výzkumu. Každý tazatel byl vybaven visačkou se svým jménem a logem Univerzity Karlovy jako instituce odpovědné za výzkum. Také byl navýšen celkový počet tazatelů ze čtyř v pilotním sběru na celkových osm, aby byla snížena chyba spojená s osobou tazatele. Ke snížení procenta odmítnutí byli respondenti v hlavním sběru dat odměňováni za uskutečnění rozhovoru částkou 50,- Kč. Pilotní šetření ukázalo jako hlavní motiv pro odmítnutí účasti na rozhovoru nedostatek času (71,6 % z dotázaných), bylo tedy možné předpokládat, že alespoň symbolická odměna povede ke snížení odmítnutí odůvodněného nedostatkem času.

Především však byla změněna strategie výběru reprezentativního vzorku. V hlavním sběru dat byl použit náhodný výběr, který byl vytvořen na základě seznamu domácností získaného od Českého statistického úřadu. Byly vytvořeny seznamy adres náhodně

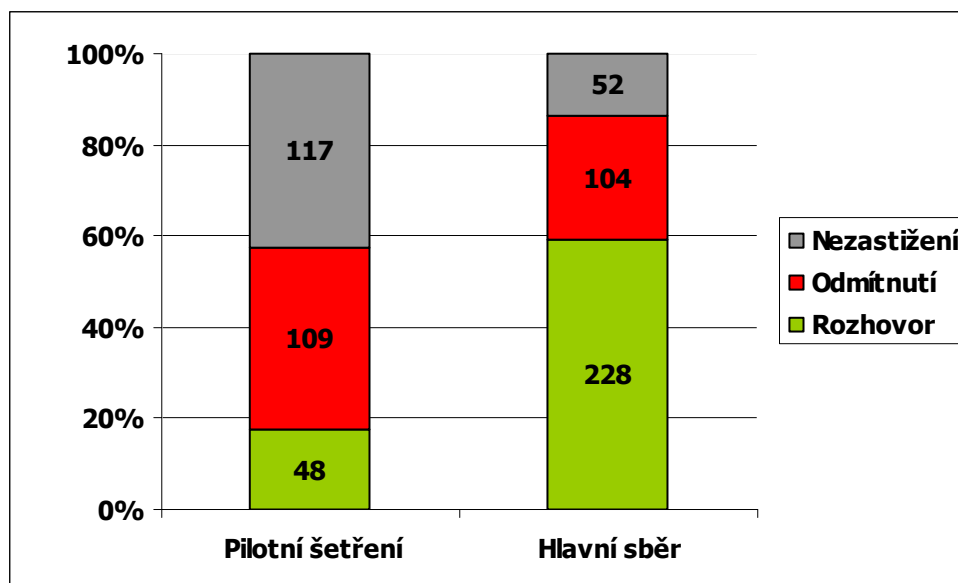
vybraných domácností v jednotlivých obcích. Pokud tazatelé ve vybrané domácnosti nikoho nezastihli, zanechali na místě dopis oznamující příští návštěvu a domácnost navštívili v jiném termínu. Pokud respondenti odmítli z nějakého důvodu participovat, byl opět nabídnut jiný termín návštěvy. Všechny tyto skutečnosti byly zaznamenávány do záznamového archu, stejně jako obdobné proměnné u odmítnutí v pilotním šetření.

Schéma 6.2: Náhodný výběr v hlavním sběru dat



Přes všechna uvedená opatření jsme se setkali s několika problémy. V některých obcích nebylo číslování domů v posloupnosti a některé náhodně vybrané domy nebylo možno vůbec identifikovat. Přesto bylo díky těmto opatřením v hlavním sběru dat dosaženo významného snížení procenta odmítnutí oproti pilotnímu sběru z 39,8 % na 27,1 % z celkově kontaktovaných a z 69,4 % na 31,3 % dotázaných. Následující graf ukazuje návratnost v pilotním šetření a v hlavním sběru dat.

Graf 6.1: Uskutečněné rozhovory, odmítnutí a nezastižení respondentů v pilotním šetření a v hlavním sběru dat



Významného snížení nezastižených domácností bylo dosaženo především díky seznamu domácností, tzn. byla eliminována možnost návštěvy nebytových prostor, dále díky omezení sběru na dny a hodiny, kdy byli respondenti s největší pravděpodobností doma a v neposlední řadě také díky druhým návštěvám v domácnostech, kde nebyl nikdo napoprvé zastižen. Snížení výskytu odmítnutí účasti na rozhovoru bylo dosaženo především díky symbolické finanční odměně, zvýšení důvěryhodnosti tazatelů (visačky a informační kampaň) a opět díky omezení sběru dat na hodiny, kdy byla na základě pilotního šetření zjištěna největší pravděpodobnost účasti na rozhovoru.

Nejvíce odmítnutí jsme zaznamenali u skupin respondentů, které ukazuje následující tabulka. Celkově však došlo v hlavním sběru ke snížení odmítnutí oproti pilotnímu sběru:

Tabulka 6.7: Skupiny s nejvyšším podílem odmítnutí v pilotním šetření a hlavním sběru dat

	Pilotní šetření %	Hlavní sběr %
Věk 46–60	46	35
Žena	65	60
Střední ekonomický status	67	55

V následujících tabulkách jsou uvedeny hodnoty jednotlivých charakteristik sledovaných u respondentů, kteří odmítli participovat na rozhovoru. Pro porovnání jsou uvedeny výsledné hodnoty jednotlivých proměnných v procentech z pilotního šetření (odmítnutí N=109) a hlavního sběru dat (odmítnutí N=104). Tyto hodnoty ukazují, k jakým změnám

v důvodech k odmítnutí vedla opatření ke zvýšení návratnosti v hlavním sběru dat provedená na základě nízké návratnosti dotazníků v pilotním šetření.

Tabulka 6.8: Analýza odmítnutí v pilotním šetření a hlavním sběru dat

Důvod odmítnutí	Pilotní šetření %	Hlavní sběr dat %
Nedostatek času	71,6	49,0
Obava, že se jedná o marketingový průzkum, prodej nebo církev	2,8	0
Strach o soukromí a ochranu osobních dat	0,9	0
Výzkum je nesmysl	0,9	0
Strach z citlivých/intimních otázek	0,0	8,7
Neschopnost/nemohoucnost zúčastnit se rozhovoru	5,5	5,8
Nikdy ze zásady neparticipuje na šetřeních	4,6	11,5
Nechce odpovídat sám, ale někdo jiný z rodiny	3,7	0
Proč já?	1,8	0
Není místní	8,3	1
Nezájem	0	20,2
Účast v pilotním šetření	0	1,9
Chybějící odpovědi	0	1,9
CELKEM	100	100

Oproti pilotnímu šetření došlo v hlavním sběru dat celkově ke snížení počtu odmítnutí. Především se podařilo snížit odmítnutí z důvodu nedostatku času ze 71,6 % na 49 %. Naopak 20,2 % odmítnutí bylo z důvodu evidentního nezájmu o rozhovor. Tento důvod se v odmítnutí v pilotním šetření vůbec neobjevil, podobně jako odmítnutí z důvodu účasti na rozhovoru v pilotním šetření (1,9 %). Další významné důvody k odmítnutí v hlavním sběru byl strach z citlivých otázek a neúčast na jakýchkoli šetřeních ze zásady. Vyšší výskyt těchto důvodů k odmítnutí na úkor odmítnutí z důvodu nedostatku času je pravděpodobně možné vysvětlit finanční motivací respondentů v hlavním sběru. K výraznému snížení došlo v hlavním sběru také při kontaktování osob, které nebyly místní a bylo proto nutné je odmítnout, protože nesplňovaly kritéria cílové populace z 8,3 % v pilotním sběru dat na 1 % v hlavním sběru. Toto snížení lze vysvětlit změnou ve strategii výběru vzorku.

Tabulka 6.9: Sociodemografické charakteristiky odmítnutí v pilotním šetření a v hlavním sběru dat

Pohlaví	Pilotní šetření %	Hlavní sběr dat %
Muž	34	40,4
Žena	65	59,6
Věk		
18-25	6	6,7
26-35	15	21,2
36-45	20	21,2
46-60	46	34,6
60+	13	16,3
Typ bydlení		
RD samostatně stojící	66	67,3
RD řadový	25	1,9
Panelový dům	6	18,3
Činžovní dům	1,8	12,5
Ekonomické postavení		
Vysoké	17	8,7
Střední	67	54,8
Nízké	15	29,8

V hlavním sběru bylo dosaženo snížení podílu odmítnutí u žen z 65 % na 59,6 % a u věkové skupiny obyvatel 46–60 let z 46 % na 34,6 %. To indikuje především úspěšné zvýšení důvěryhodnosti tazatelů informační kampaní u obyvatel a místních institucí, která sběru dat předcházela. U těchto skupin obyvatel lze očekávat zároveň také pozitivní odezvu na finanční motivaci respondentů. Dále se podařilo snížit podíl odmítnutí u populace s vysokým (ze 17 % na 8,7 %) a středním ekonomickým postavením (z 67 % na 54,8 %). Toto snížení lze s největší pravděpodobností opět vysvětlit zvýšením důvěryhodnosti tazatelů a celkově informovaností o výzkumu.

6.3.3 Hlavní sběr dat

V hlavním sběru dat bylo kontaktováno celkem 384 domácností, z toho 52 domácností nebylo ani opakovaně zastiženo doma, 104 domácnosti odmítly na rozhovoru participovat a 228 rozhovorů bylo uskutečněno. Hlavní sběr dat proběhl ve dvou vlnách na přelomu října a

listopadu 2005 v obcích Doksy, Staré Splavy, Bezděz, Okna, Obora, Skalka u Doks, Zbiny a Tachov.⁷² Dotazníky sbíralo 8 tazatelů, z toho 5 žen a 3 muži. Rozhovor trval 20–30 minut.

6.4 Analýza dat

6.4.1 Reprezentativita dat

Pro ověření reprezentativnosti vzorku jsou dále porovnány sociodemografické údaje respondentů s údaji ČSÚ ze Sčítání lidu, domů a bytů 2001 pro obce, v nichž proběhl sběr dat.⁷³

Z hlediska četnosti zastoupení jednotlivých obcí ve vzorku lze konstatovat, že v obcích Bezděz, Okna a Tachov velikost vzorku odpovídá zhruba 10 % z celkového počtu obyvatel, přesto toto zastoupení převyšuje celkové zastoupení cílové populace ve vzorku. V Doksech je vzorek výrazně podhodnocen, odpovídá 3,2 % z celkového počtu obyvatel v Doksech. V obci Skalka u Doks je naopak nadhodnocen a odpovídá 25,5 % z celkového počtu obyvatel v obci. Celkově vzorek pokrývá 4,7 % obyvatel cílové oblasti. Ve všech menších obcích je tedy vzorek nadhodnocen.

Tabulka 6.10: Zastoupení počtu obyvatel jednotlivých obcí ve vzorku, srovnání s daty ČSÚ ze Sčítání lidu, domů a bytů 2001

Místo sběru dat	Data ČSÚ		Sběr dat	
	Celkový počet obyvatel	% z celkového počtu obyvatel	Četnost	% ze vzorku
Bezděz	222	4,5	29	12,7
Doksy	4259	87,1	138	60,5
Okna	222	4,5	23	10,1
Skalka	106	2,2	27	11,8
Tachov	81	1,7	11	4,8
Celkem	4890	100	228	100

Celkově jsou oproti údajům ČSÚ (50,9 %) ve vzorku více zastoupeny ženy (57,1 %).

⁷² Staré Splavy jsou v deskriptivní analýze zahrnuty pod správní oblast Doksy, obdobně Obora pod Okna a Zbiny pod Skalku u Doks.

⁷³ Data ČSÚ neposkytují údaje, které jsou zcela srovnatelné se vzorkem ze sběru dat. Údaje ohledně věku a vzdělání je v datech ČSÚ možné odlišit od věku 15ti let. Pohlaví je rozděleno pro celou populaci a není možné oddělit údaje pro dospělou populaci. Cílovou populací šetření na Máchově jezeře jsou dospělí obyvatelé, kteří dosáhli 18 let věku. Srovnání vzorku s daty ČSÚ je tedy zatíženo chybou, kterou způsobuje zahrnutí populace ve věkové kategorii pod 18 let. Při porovnání věku a vzdělání se jedná o obyvatele ve věku 15–18 let, při srovnání zastoupení pohlaví ve vzorku se jedná o populaci ve věku 0–18 let.

Tabulka 6.11: Zastoupení obyvatel vzorku podle pohlaví celkem a v jednotlivých obcích, srovnání s daty ČSÚ ze Sčítání lidu, domů a bytů 2001

Pohlaví	ČSÚ		Sběr dat	
	Celkový počet	% z celkového počtu	Počet ve vzorku	% ze vzorku
Žena	2967	50,9	129	57,1
Muž	2859	49,1	97	42,9
Celkem	5826	100	226	100

Místo sběru dat	ČSÚ				Sběr dat			
	Žena		Muž		Žena		Muž	
	Četnost	%	Četnost	%	Četnost	%	Četnost	%
Bezděz	135	2,3	133	2,3	15	6,6	14	6,2
Doksy	2605	44,7	2458	42,2	76	33,6	61	27,0
Okna	122	2,1	142	2,4	14	6,2	9	4,0
Skalka	59	1,0	69	1,2	16	7,1	10	4,4
Tachov	46	0,8	57	1,0	8	3,5	3	1,3
Celkem	2967	50,9	2859	49,1	129	57,1	97	42,9

Z hlediska věku odpovídá zastoupení obyvatel ve vzorku celkovému počtu obyvatel ve věkové kategorii 30–39 let a ve věkové kategorii 75+, všechny ostatní kategorie jsou mírně nadhodnoceny nebo podhodnoceny. Ve vzorku je celkově nadhodnocen podíl starších obyvatel ve věku 50+ a podhodnocen podíl mladšího obyvatelstva v produktivním věku. Lze přitom předpokládat, že obyvatelé v produktivním věku budou spíše odmítat účast na rozhovoru. Podhodnocení věkové skupiny 15–29 let může být dáno také přítomností obyvatel ve věku 15–17 let v datech ČSÚ.

Tabulka 6.12: Zastoupení obyvatel ve vzorku podle věkových kategorií, srovnání s daty ČSÚ ze Sčítání lidu, domů a bytů 2001

Věkové kategorie	ČSÚ		Sběr dat	
	Četnost	%	Četnost	%
15-19	376	7,7	11	4,9
20-29	977	20,0	28	12,4
30-39	704	14,4	31	13,7
40-49	833	17,0	24	10,6
50-59	924	18,9	61	27,0
60-64	268	5,5	27	11,9
65-74	473	9,7	30	13,3
75+	335	6,9	14	6,2
Celkem	4890	100	226	100

Z hlediska vzdělání je ve vzorku výrazně nadhodnocen počet lidí s vysokoškolským vzděláním (15,4 %) a lidí s maturitou (32,6 %). Podhodnocen je počet lidí se základním vzděláním a se středním vzděláním bez maturity.

Tabulka 6.13: Zastoupení počtu obyvatel ve vzorku podle stupně dosaženého vzdělání, srovnání s daty ČSÚ ze Sčítání lidu, domů a bytů 2001

Stupeň vzdělání	ČSÚ		Sběr dat	
	Četnost	%	Četnost	%
Základní	1239	25,5	37	16,3
Střední vzdělání bez maturity	2106	43,5	81	35,7
Střední vzdělání s maturitou	1230	25,4	74	32,6
Vysokoškolské	270	5,6	35	15,4
Celkem	4845	100	227	100

6.4.2 Deskriptivní analýza

Tato kapitola je věnována deskriptivní analýze některých proměnných, které mohou vypovídat o validitě hypotetického scénáře a funkčnosti použitého *platebního prostředku*.

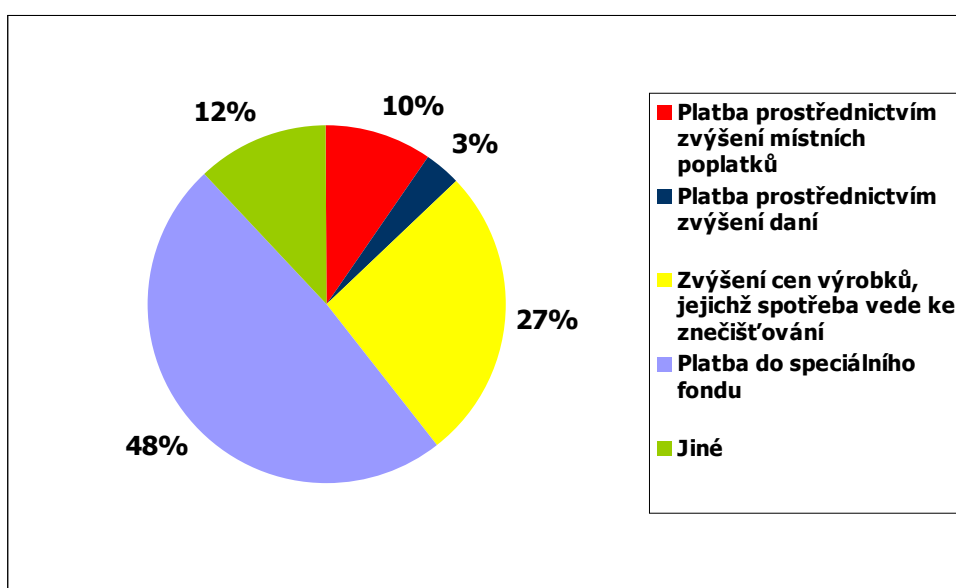
Již předvýzkum ukázal, že respondenti nepovažují zvýšení poplatků za nakládání s odpadními vodami nutně za vhodný *platební prostředek*. Přestože 75 % respondentů v dotazníku uvedlo, že tento způsob platby nepovažují za vhodný, pouze necelé 1 % respondentů (viz tabulky 6.18 a 6.19) proti němu protestovalo v podobě vyjádření nulové hodnoty ochoty platit za zlepšení kvality vody. Za nevhodný *platební prostředek* považovali zvýšení poplatků za nakládání s odpadními vodami nejvíce respondenti se středním vzděláním bez maturity (N=59), tato skupina respondentů je však také nejpočetněji zastoupena ve vzorku. Nejvíce vyhovoval skupině respondentů se základním vzděláním. Ve všech skupinách obyvatel podle vzdělání byl spíše uvažován jako nevhodný a respondenti by obecně upřednostňovali jiný způsob platby.

Tabulka 6.14: Vhodnost zvýšeného poplatku za nakládání s odpadními vodami jako zvoleného *platebního prostředku* podle vzdělání respondentů

Vzdělání	N celkem	Platební prostředek nevhodný
		% ze skupiny
Základní	28	57,1
Střední vzdělání bez maturity	78	75,6
Střední vzdělání s maturitou	67	76,1
Vysokoškolské	31	87,1
N celkem	204	75,0

Největší podíl respondentů (48 %) by se raději přikláněl k možnosti platby do speciálního fondu, 27 % respondentů by jako vhodnější platební prostředek videlo zvýšení cen znečišťujících výrobků, 10 % by raději platilo prostřednictvím zvýšení místních poplatků. Plných 12 % respondentů si nevybralo ani jednu z nabízených odpovědí, jednalo se však převážně o respondenty, kteří nebyli ochotni platit nic a v této odpovědi své rozhodnutí dále zdůraznili.

Graf 6.2: Vhodnost jiné formy platby jako platebního prostředku



Pro hypotetický scénář je jedním z výchozích bodů předpoklad, že cílová populace je zároveň uživatelem i znečišťovatelem oceňované vodní plochy. Přestože tomu tak skutečně je, respondenti sami stávající situaci obdobným způsobem nevnímají. V dotazníku byla sledována percepce vlastní zodpovědnosti za znečištění Máchova jezera respondenty. Pouhých 1,4 % respondentů (N=3) si myslí, že sami přispívají ke znečištění, naopak 98,6 % (N=212) se necítí být jakkoli zodpovědní za stávající stav Máchova jezera. Pro ověření vlivu této proměnné na ochotu platit by bylo třeba zařadit výsledné hodnoty této proměnné dále do analýzy. Pro velmi výrazný podíl respondentů, kteří se necítí být zodpovědní, však nemá význam dále s touto proměnnou v analýze pracovat při zkoumání vlivu této proměnné na výši ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře.

Tabulka 6.15: Percepce vlastního příspěví ke znečištění Máchova jezera podle vzdělání respondentů

Vzdělání	N celkem	Nepřispívám ke znečištění Máchova jezera % ze skupiny
Základní	36	100,0
Střední vzdělání bez maturity	78	98,7
Střední vzdělání s maturitou	68	97,1
Vysokoškolské	33	100,0
N celkem	215	98,6

Obdobně byla sledována percepce míry příspěví obce, v níž respondenti žijí, ke znečištění. Oproti předchozí otázce ukazují výsledné hodnoty této proměnné, že příspěví obce si uvědomuje výrazně větší podíl respondentů (29,9 %, N=55). Přesto 70,1 % (N=129) je přesvědčeno, že ani obec v žádné míře nepřispívá.

Tabulka 6.16: Percepce příspěví obce ke znečištění Máchova jezera podle vzdělání respondentů

Vzdělání	N celkem	Obec, ve které žiji, nepřispívá ke znečištění Máchova jezera % ze skupiny
Základní	26	80,8
Střední vzdělání bez maturity	60	65,0
Střední vzdělání s maturitou	66	80,3
Vysokoškolské	32	50,0
N celkem	184	70,1

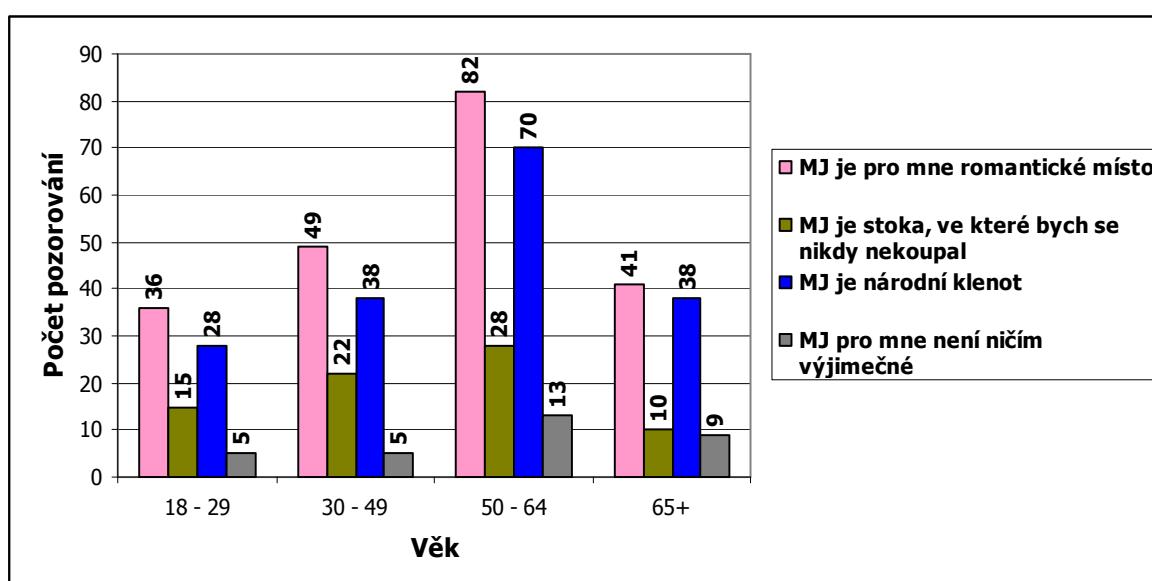
I když je 18 % respondentů přesvědčeno, že nejvíce Máchovo jezero znečišťují místní obyvatelé, pouze 7 % si však myslí, že by se místní obyvatelé měli nejvíce podílet na financování zlepšení kvality vody v Máchově jezeře. 41,7 % respondentů uvedlo, že nejvíce by se na financování zlepšení kvality vody měli podílet znečišťovatelé, 18,4 % uvedlo „všichni obyvatelé České republiky“. 11,4 % respondentů uvedlo kombinaci některých z možností financování uvedených v tabulce 6.17, protože se nedokázali rozhodnout pro jednu z možností. Obdobně při volbě hlavního znečišťovatele uvedlo 17,1 % respondentů některou z kombinací uvedených možností, protože byli přesvědčeni, že znečištění je důsledkem různých faktorů.

Tabulka 6.17: Zdroje znečištění Máchova jezera a financování zlepšení kvality vody Máchova jezera podle vnímání respondentů

Zdroje znečištění / zdroje financování	Odpovědnost za znečištění Máchova jezera %	Financování zlepšení kvality vody Máchova jezera %
Místní obyvatelé	18,0	7,0
Rekreanti	21,5	2,6
Znečištění pochází z minulosti	21,5	- - -
Znečištění pochází z hospodářské činnosti	19,3	- - -
Všichni obyvatelé Libereckého kraje	- - -	12,7
Všichni obyvatelé České republiky	- - -	18,4
Znečišťovatelé Máchova jezera	- - -	41,7
Evropská unie	- - -	5,7
Kombinace zdrojů znečištění/financování	17,1	11,4
Neví	2,6	0,5
Celkem	100	100

V šetření byl sledován také vztah respondentů k Máchovu jezeru, který by rovněž mohl být prediktorem ochoty platit. Zjišťován byl pomocí sady 4 výroků, s nimiž respondent buď souhlasil nebo nesouhlasil. 219 respondentů vyjádřilo kladný vztah k Máchovu jezeru souhlasem s tvrzením, že Máchovo jezero je pro ně romantickým místem, 175 respondentů dále souhlasilo s tvrzením, že Máchovo jezero je národním klenotem, přiřadilo tedy místu určitý specifický status. Celkem 222 respondentů (97,4 %) z celkových 228 tedy vyjádřilo souhlas alespoň s jedním z výroků, které představovaly pozitivní vztah k Máchovu jezeru. Naopak negativní vztah vyjádřilo 77 respondentů (34 %) souhlasem s výrokem, že Máchovo jezero je stoka, ve které by se nikdy nekoupal, což indikuje, že kvalitu vody v jezeře vnímají jako nízkou a pouze 32 respondentů (14 %) souhlasilo s tvrzením, že pro ně Máchovo jezero není ničím výjimečné. Většina těchto respondentů však zároveň vyjádřila také souhlas s jedním z pozitivních tvrzení.

Graf 6.3: Vztah respondentů k Máchovu jezeru

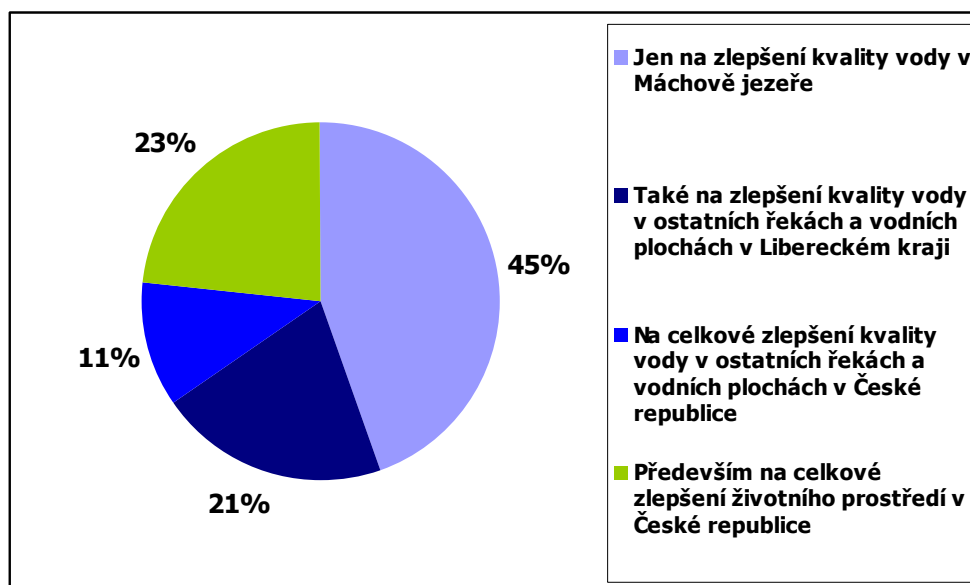


Finanční prospěch z turistického ruchu v oblasti Máchova jezera byl sledován pouze u 127 respondentů. Z tohoto vzorku byl zjištěn u 28 respondentů, 99 respondentů uvedlo, že žádný finanční prospěch nemá.

Pro ověření srozumitelnosti a věrohodnosti scénáře byli respondenti na závěr rozhovoru dotazováni, zda souhlasí se zařazením kvality vody v Máchově jezeře do třídy znečištění IV, a zda je podle nich v dotazníku popsané zlepšení kvality vody v Máchově jezeře reálné. Celkem 171 respondentů (75 %) uvedlo, že se zařazením do IV. třídy kvality vody souhlasí, 45 (19,7 %) s tímto zařazením nesouhlasilo, 12 respondentů (5,1 %) tuto situaci nedokázalo posoudit. Pouze 20 respondentů (8,8 %) uvedlo, že zlepšení je podle nich nereálné, 125 respondentů (54,8 %) věřilo v reálnost zlepšení. Na základě těchto výsledků lze předpokládat, že hypotetický scénář byl pro výraznou většinu respondentů věrohodný.

Analýza však ukazuje na přítomnost zkreslení část-celek (*part-whole bias*) u nezanedbatelné části vzorku (55 %). Respondenti byli dotazováni, na co byla podle nich určena částka, kterou stanovili. Tato otázka měla ověřit správné pochopení hypotetického produktu respondenty. Ukazuje však, že řada respondentů uvažovala jako předmět platby větší hypotetické produkty, než jaký představuje zlepšení kvality vody na Máchově jezeře. Pouze 45 % respondentů z těch, kteří určili nenulovou hodnotu ochoty platit, vyjádřilo přesvědčení, že jimi zamýšlená částka byla určena výhradně na zlepšení kvality vody Máchova jezera.

Graf 6.4: Účel hypotetické platby (WTP1 a WTP2) podle názoru respondentů



6.4.3 Ochota platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře⁷⁴

Nenulovou ochotu platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře o jeden stupeň ze třídy IV na třídu III vyjádřilo 158 respondentů (69,9 %) z celkových 228. Ze 66 respondentů (28,9 %), kteří vyjádřili nulovou ochotu platit, lze podle předem stanovených kritérií považovat za skutečnou nulovou hodnotu ochoty platit pouze 20 odpovědí (8,8 %).

Tabulka 6.18: Ochota platit za zlepšení kvality vody ze třídy IV na třídu III (WTP1)

WTP1	Četnost	%
Skutečná nulová hodnota WTP1 Nemohu si to dovolit/ Zlepšení kvality vody pro mě nemá žádnou cenu	20	8,8
Protestní odpovědi (nulová hodnota)		
Za zlepšení kvality vody by měl být zodpovědný stát	8	3,5
Nevěřím, že by prostředky na opatření byly vynaloženy efektivně	8	3,5
Stávající prostředky na zlepšení kvality vod jsou dostatečné	4	1,8
Za zlepšení kvality vody by měli být zodpovědní jiní znečišťovatelé	8	3,5
Jsem proti zvýšení poplatku za nakládání s odpadními vodami	2	0,9
Současná kvalita vody v Máchově jezeře odpovídá třídě znečištění III	1	0,4
Zlepšení ze třídy IV na třídu III je příliš malé	10	4,4
Zlepšení kvality vody na Máchově jezeře by měli financovat podnikatelé, kteří z něj mají finanční prospěch	3	1,3
Respondent má vlastní ČOV, neplatí poplatky za nakládání s odpadními vodami	2	0,9
Nenulová ochota platit	158	69,3
Chybějící odpovědi	4	1,8
Celkem	228	100

V analýze je proto dále uvažována ochota platit za zlepšení kvality vody o jednu úroveň bez protestních odpovědí.

Nenulovou ochotu platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře o dva stupně zlepšení ze třídy IV na třídu II vyjádřilo 177 respondentů (77,6 %) z celkových 228. Z 51

⁷⁴ V této práci je se získanými hodnotami ochoty platit v analýze zacházeno jako s bodovými hodnotami. S hodnotami ochoty platit získanými na základě licitatačního formátu platební karty je možné zacházet také jako s intervalovými daty (viz. Bateman et al., 2002 nebo také Ščasný et al., 2006).

respondentů (22,4 %), kteří vyjádřili nulovou ochotu platit, lze za skutečnou nulovou hodnotu ochoty platit považovat 16 odpovědí (7 %).

Tabulka 6.19: Ochota platit za zlepšení kvality vody ze třídy IV na třídu II (WTP2)

WTP2	Četnost	%
Skutečná nulová hodnota WTP2 Nemohu si to dovolit/ Zlepšení kvality vody pro mě nemá žádnou cenu	16	7,0
Protestní odpovědi (nulová hodnota)		
Za zlepšení kvality vody by měl být zodpovědný stát	7	3,1
Nevěřím, že by prostředky na opatření byly vynaloženy efektivně	7	3,1
Stávající prostředky na zlepšení kvality vod jsou dostatečné	4	1,8
Za zlepšení kvality vody by měli být zodpovědní jiní znečišťovatelé	9	3,9
Jsem proti zvýšení poplatku za nakládání s odpadními vodami	2	0,9
Zlepšení kvality vody na Máchově jezeře by měli financovat podnikatelé, kteří z něj mají finanční prospěch	3	1,3
Dosažení II. třídy kvality vody je nereálné	1	0,4
Jezero neužívám	1	0,4
Jiné	1	0,4
Nenulová ochota platit	177	69,3
Celkem	228	100

V analýze je opět dále uvažována ochota platit za zlepšení kvality vody o dvě úrovně bez identifikovaných protestních odpovědí.

Jak ukazuje následující tabulka, je průměrná hodnota ochoty platit za zlepšení kvality vody o jednu třídu zlepšení 484,5 Kč za rok za předpokladu, že by platba probíhala po dobu 5 let. Hodnota mediánu je 220,- Kč. Průměrná hodnota ochoty platit za zlepšení kvality vody o dvě úrovně je 661,2 Kč za rok za předpokladu trvání délky platby po dobu 5 let. Hodnota mediánu je 300,- Kč. Hodnoty vyjadřované respondenty se pohybovaly od 0,- Kč do 6000,- Kč. Nejvyšší hodnota na platební kartě byla 6000,- Kč.

Tabulka 6.20: Ochota platit za zlepšení kvality vody o jednu a o dvě třídy

	Validní pozorování		Protestní odpovědi		Celkem	
	Četnost	%	Četnost	%	Četnost	%
WTP1 bez protestních odpovědí	178	79,5	46	20,5	224	100
WTP2 bez protestních odpovědí	193	84,6	35	15,4	228	100

	WTP1 bez protestních odpovědí v Kč	WTP2 bez protestních odpovědí v Kč
Průměr	484,5 (s.d. 776,2)	661,2 (s.d. 1002,7)
Medián	220,0	300,0
Minimum	0,0	0,0
Maximum	6000,0	6000,0

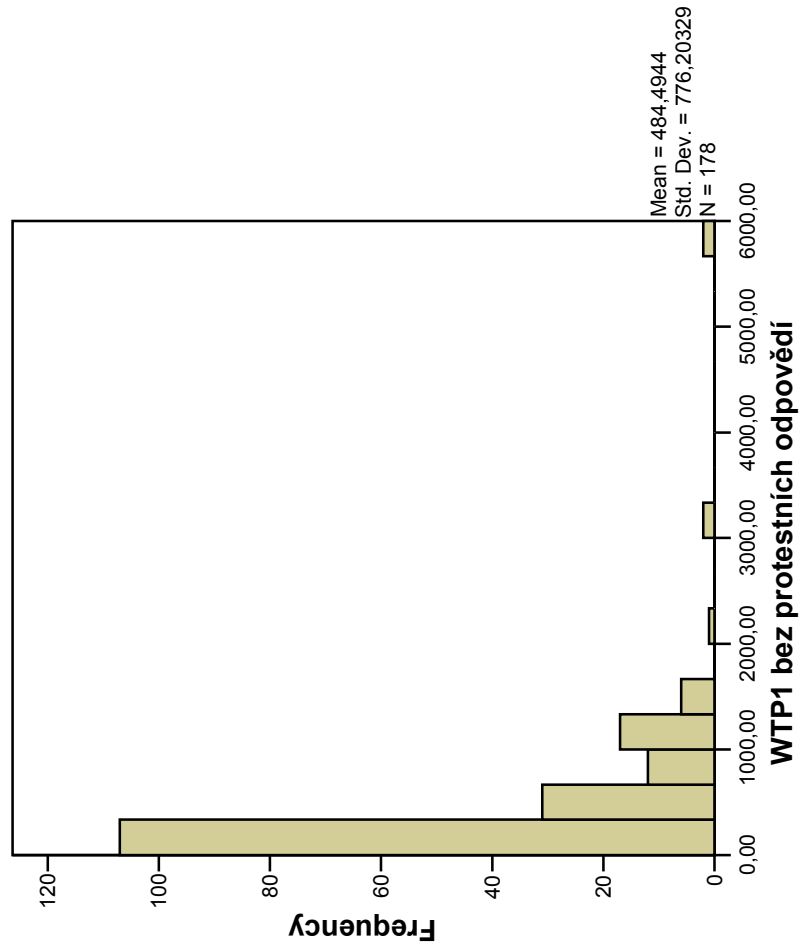
V hlavním sběru dat bylo zjištěno, že 10 respondentů uvedlo nulovou ochotu platit za zlepšení o jednu úroveň, ale nenulovou ochotu platit za zlepšení kvality vody o dvě úrovně. Nulovou hodnotu ochoty platit za zlepšení kvality vody o jednu třídu vyjádřili tito respondenti proto, že toto zlepšení vnímali jako bezvýznamné.

V několika případech byla zjištěna nižší ochota platit za zlepšení kvality vody o dvě úrovně, než o jednu. Důvodem bylo v takovém případě přesvědčení respondenta o nereálnosti dosažení takového zlepšení nebo o větší finanční náročnosti opatření, která by vedla ke zlepšení kvality vody z více znečištěné úrovně.

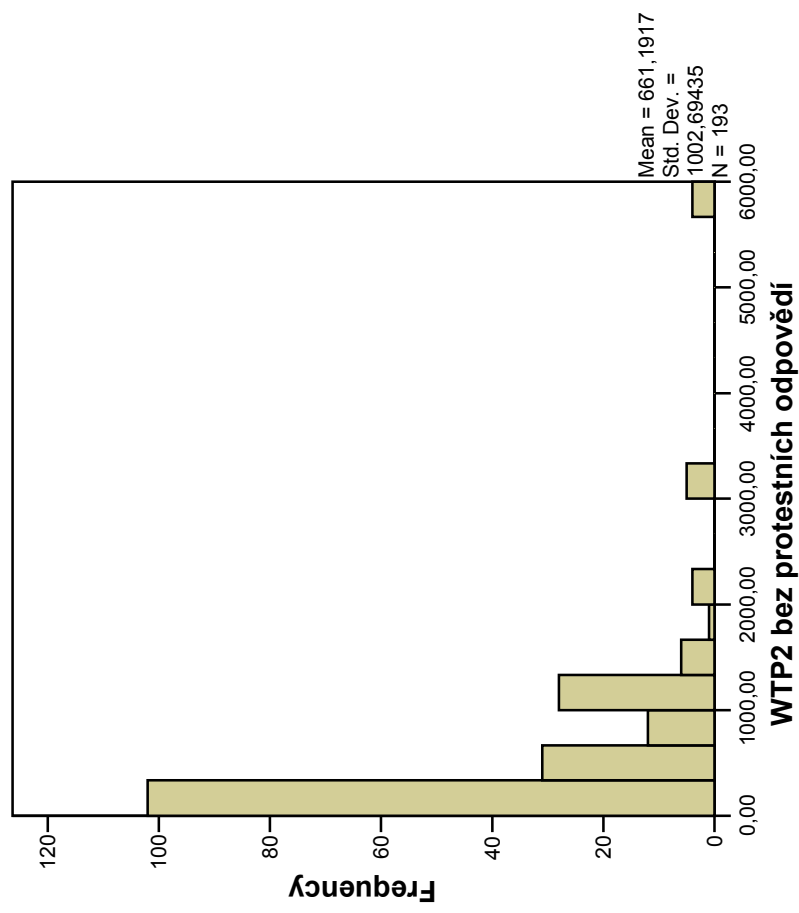
Průměrná hodnota ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře o dvě třídy je 1,7 násobkem průměrné hodnoty ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře o jednu třídu. Lze tedy konstatovat, že nárůst zlepšení kvality vody tedy respondenty nebyl vnímán jako dvojnásobný nárůst stejného statku, jak předpokládal hypotetický scénář, byl ale vnímán jako významný.

Graf 6.5: Ochota platit za zlepšení kvality vody o jednu úroveň (WTP1) a o dvě úrovně (WTP2)

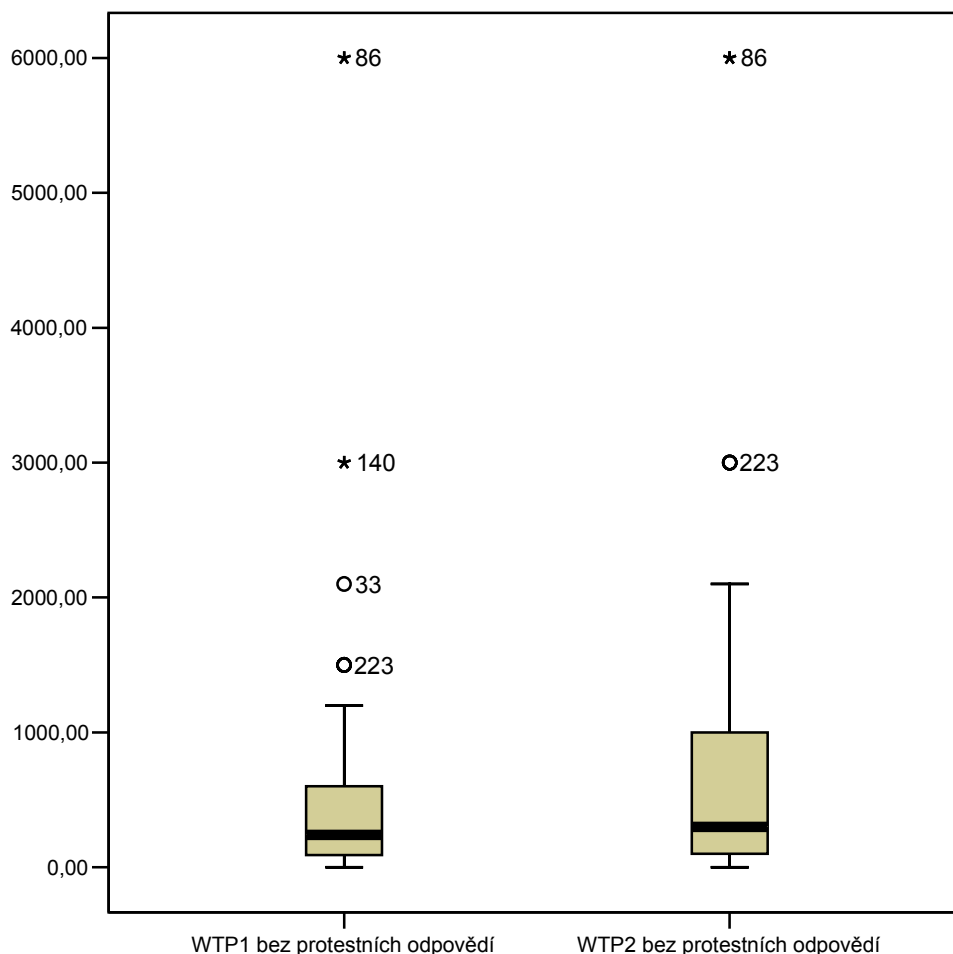
Histogram



Histogram



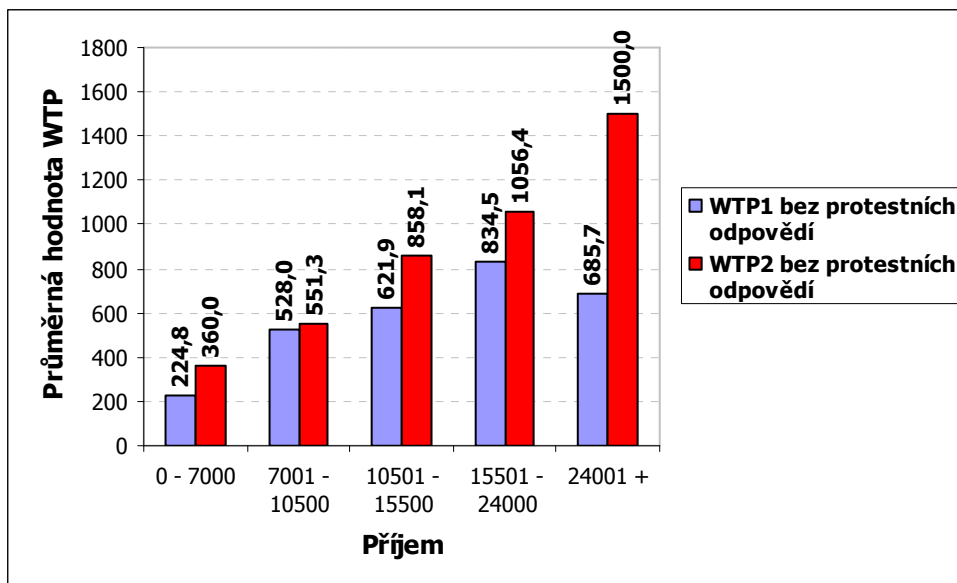
Graf 6.6: Ochota platit za zlepšení kvality vody o jednu úroveň (WTP1) a o dvě úrovně (WTP2)



Graf 6.6 ukazuje různé rozložení vyjádřených hodnot ochoty platit za zlepšení kvality vody o jednu a o dvě třídy. Pro účely této práce není žádná z hodnot považována za odlehlou a nebyla tedy vyřazena z analýzy. Byly identifikovány 2 odpovědi, kdy byla respondentem určena hodnota ochoty platit za zlepšení kvality vody v obou případech zlepšení 6000,- Kč. U obou těchto respondentů nepřekračuje vyjádřená částka 5 % jejich ročního osobního příjmu. Dále byl identifikován 1 respondent, který určil částku 6000,- Kč za zlepšení kvality vody o 2 třídy. V tomto případě se jedná o částku, která je nižší než 1,4 % z celkového ročního příjmu respondenta. U obou WTP se nejvíce vyjádřených hodnot nachází v intervalu 90,- – 300,- Kč

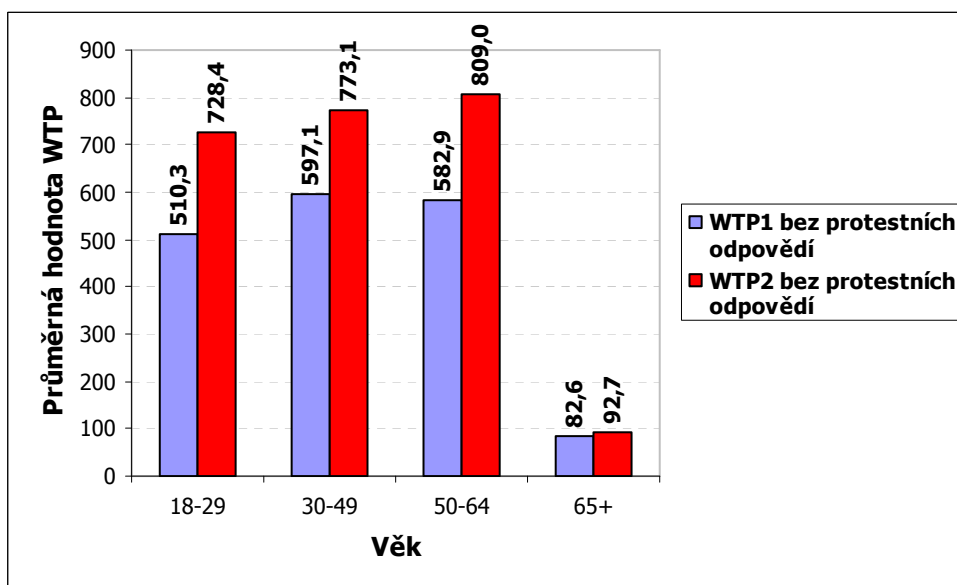
Průměrné hodnoty ochoty platit za zlepšení kvality vody byly porovnány pro jednotlivé příjmové skupiny podle výše osobního čistého měsíčního příjmu respondentů. V tomto porovnání je možné pozorovat rostoucí trend. Z těchto výsledků lze tedy odvodit, že výše příjmu má vliv na výši ochoty platit.

Graf 6.7: WTP1 a WTP2 pro příjmové skupiny



U jednotlivých věkových kategorií můžeme pozorovat mírně rostoucí trend průměrné hodnoty ochoty platit za zlepšení kvality vody, u věkové kategorie 65+ náhlý pokles.

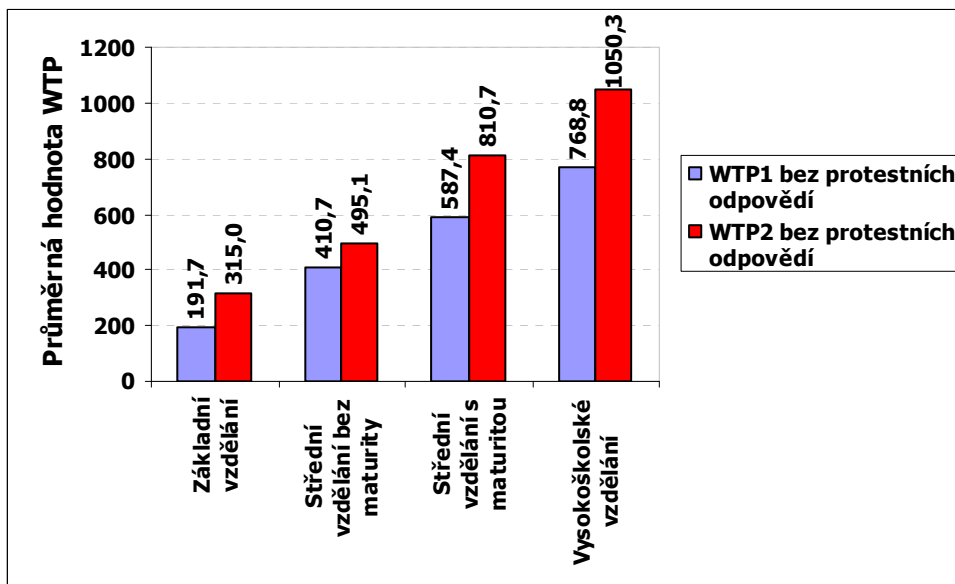
Graf 6.8: WTP1 a WTP2 podle věku respondentů



Průměrné hodnoty ochoty platit za zlepšení kvality vody byly dále porovnány pro skupiny respondentů podle stupně dosaženého vzdělání. I u této proměnné lze pozorovat lineární závislost mezi stupněm dosaženého vzdělání a vyšší ochoty platit. Pro potvrzení této

hypotézy by však bylo třeba testovat, zda jsou rozdíly mezi průměrnými hodnotami ochoty platit u jednotlivých příjmových skupin statisticky signifikantní.

Graf 6.9: WTP1 a WTP2 podle dosaženého vzdělání respondentů



Dále byl testován také vliv případného finančního prospěchu respondentů z turistického ruchu na výši ochoty platit za zlepšení kvality vody T-testem rozdílu průměrů pro dvě nezávislé skupiny – respondenty, kteří uvedli, že z něj mají finanční prospěch a respondenty, kteří uvedli, že žádný finanční prospěch nemají. Tento test ukazuje, že rozdíl v průměru hodnot ochoty platit těchto dvou skupin není přítomen u WTP1 na 60% hladině významnosti a u WTP2 na 28% hladině významnosti.⁷⁵ Problematický je u této proměnné ovšem příliš nízký počet pozorování (N=127).

6.4.4 Testování hypotéz

Hlavní zájem této práce se soustředí na dvě základní výzkumné otázky. Jaké je využití Máchova jezera místními obyvateli, a zda jeho využití souvisí s výší ochoty platit za zlepšení kvality jeho vody. To znamená, že tato práce předpokládá souvislost ochoty platit s přímým využitím, a tedy užitečnými hodnotami, které oceňovaný produkt představuje pro místní obyvatele. Z tohoto zájmu jsou přitom zcela vyloučeni ostatní uživatelé Máchova jezera. Tyto výzkumné otázky jsou formulovány od následujících hypotéz.

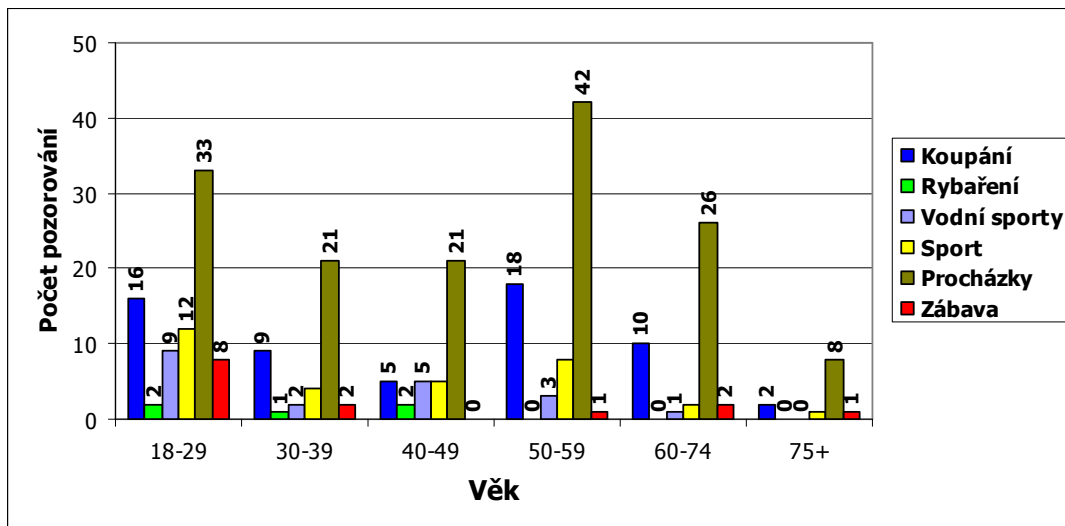
1. Místní obyvatele využívají Máchovo jezero nejčastěji ke koupání.

⁷⁵ Pro účely této práce jsou jako statisticky signifikantní uvažovány rozdíly v průměrech na 5% hladině významnosti.

2. Ochota platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře je vyšší u respondentů, kteří vodní plochu využívají k vlastní rekreaci.
3. Existuje vztah mezi výší ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře a předpokládaným využitím vodní plochy po zlepšení kvality vody respondentem.

Ad. 1: V šetření byly zjišťovány následující typy využití Máchova jezera respondenty: koupání, rekreační rybaření, vodní sporty, provozování sportu v bezprostředním okolí vodní plochy a procházky. Vstupní hypotézou je, že místní obyvatelé využívají Máchovo jezero nejvíce ke koupání. Tuto hypotézu nelze na základě výsledků šetření potvrdit. Ukazuje se, že místní obyvatelé nejvíce využívají Máchovo jezero k procházkám (N=151), koupání je v intenzitě využití na 2. místě – k této aktivitě jej využívá 60 respondentů. Kategorie využití bylo třeba rozšířit o kategorii zábava, která obsahuje aktivity různého typu jako posezení s přáteli, společenskou večerní zábavu, fotografování a jiné koníčky. Přestože je na Máchově jezeře vyhlášen zákaz rekreačního rybaření, bylo identifikováno 5 respondentů, kteří vodní plochu k tomuto účelu využívají. Respondenti mohli uvádět více typů využití najednou, celkový počet proto převyšuje počet dotázaných.

Graf 6.10: Využití Máchova jezera podle typu využití a věku



Ad. 2: Další vstupní hypotéza předpokládá, že obyvatelé, kteří jezero rekreačně využívají, mají vyšší ochotu platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře. K potvrzení této hypotézy je nejprve třeba analyzovat jednotlivé typy využití oceňované vodní plochy obyvateli. Pro tento účel byl proveden T-test rozdílu průměrů pro dvě nezávislé skupiny u každého z typu využití pro skupiny uživatelů a neuživatelů. Rozdíl mezi průměrnými hodnotami ochoty platit za zlepšení kvality vody ve skupinách se však neukázal jako statisticky signifikantní.

Následující tabulka ukazuje, že Máchovo jezero vůbec nevyužívá 29,6 % respondentů. Z hlediska poměru ve skupině jezero nejvíce využívají obyvatelé ve věku 18–29 let a 40–49 let, graf 6.10 přitom ukazuje, že je využíváno především k procházkám a až na druhém místě ke koupání u obou těchto věkových skupin.

Tabulka 6.21: Využití Máchova jezera obyvateli podle věkových kategorií

Věk	N celkem	% ze skupiny	
		Využívá	
18-29	39	87,2	
30-39	31	67,7	
40-49	24	87,5	
50-59	61	73,8	
60-74	57	52,6	
75+	14	57,1	
Celkem	226	70,4	

První výpočet průměrných hodnot ochoty platit u skupin uživatelů a neuserů ukazuje vyšší průměrnou hodnotu ochoty platit u neuserů Máchova jezera při zlepšení kvality vody o jednu úroveň i při zlepšení kvality vody o dvě úrovně. Byl proto proveden T-test rozdílu průměrů pro dvě nezávislé skupiny u uživatelů a neuserů Máchova jezera pro všechny typy využití. Rozdíl v průměrných hodnotách WTP však nelze potvrdit. U WTP1 se na základě T-testu ukázalo, že rozdíl není přítomný na 13% hladině významnosti, u WTP2 není přítomný na 14% hladině významnosti. U této hladiny významnosti může být sporné, zda je rozdíl mezi průměry skupin statisticky signifikantní. Na základě těchto výsledků však nelze potvrdit původní hypotézu, že uživatelé jezera mají vyšší ochotu platit za zlepšení kvality vody.

Tabulka 6.22: Průměrné hodnoty WTP1 a WTP2 pro skupiny uživatelů a neuserů Máchova jezera

Využití bez protestujících	WTP1 bez protestních odpovědí		WTP2 bez protestních odpovědí	
	Četnost	Průměr	Četnost	Průměr
Využívají	129	469,5	139	638,6
Nevyužívají	49	524,1	54	719,4

Tyto výsledky naopak indikují vyšší průměrnou hodnotu platit u skupiny neuserů, lze proto usuzovat, že respondenti, kteří jezero v současnosti nevyužívají, by je využívali, pokud by byla kvalita vody vyšší a vyjadřují proto vyšší ochotu platit za zlepšení kvality vody, aby k takovému zlepšení došlo. Opět je však třeba brát v úvahu, že tyto výsledky nelze považovat za statisticky signifikantní. K testování této hypotézy by bylo třeba analyzovat

hodnoty získané na větším vzorku respondentů. Zároveň lze předpokládat také zohlednění neužitných hodnot Máchova jezera u těchto respondentů, tedy hodnoty odkazu a existenční hodnoty.

Ad. 3: Předchozí tvrzení podporují následující výsledky, které zároveň potvrzují další hypotézu, že existuje vztah mezi výší ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře a předpokládaným zvýšením využití vodní plochy po zlepšení kvality vody respondentem.

Respondenti byli dotazováni, zda by se změnila intenzita jejich využití Máchova jezera k aktivitám, které na něm provozují, po navrhovaném zlepšení kvality vody. Žádný respondent nevedl, že by je využíval méně, 43,5 % uvedlo, že by je využívalo stejně jako dnes a 56,5 % uvedlo, že by je využívalo více než doposud.

Tabulka 6.23: Využití Máchova jezera po hypotetické změně

	Četnost	%	% z pozorování
Využíval/a by více	126	55,3	56,5
Využíval/a by stejně jako dnes	97	42,5	43,5
Celkem	223	97,8	100,0
Chybějící hodnoty	5	2,2	
Celkem	228	100	

Pro tyto dvě skupiny byl opět proveden T-test rozdílu průměrů pro dvě nezávislé skupiny. Průměrná hodnota ochoty platit u skupiny respondentů, kteří očekávají, že by po hypotetické změně jezero využívali více než doposud se ukazuje jako vyšší. Rozdíl v průměru hodnot WTP1 není přítomen na 11% hladině významnosti, v průměru hodnot WTP2 není přítomen na méně než 1% hladině významnosti. Především u zlepšení kvality vody o dvě třídy lze tedy rozdíly v průměru obou skupin považovat za statisticky signifikantní. Průměrná hodnota ochoty platit za zlepšení kvality vody o dvě třídy u skupiny respondentů, kteří by po hypotetické změně využívali Máchovo jezero intenzivněji, je více než dvojnásobná. Tuto hypotézu tedy lze potvrdit.

Tabulka 6.24: Průměrné hodnoty WTP1 a WTP2 pro skupiny respondentů s intenzivnějším využitím a se stejným využitím jako dnes po zlepšení kvality vody Máchova jezera

Využití po změně	WTP1 bez protestních odpovědí		WTP2 bez protestních odpovědí	
	Četnost	Průměr	Četnost	Průměr
Využíval/a by více	104	589,7	113	825,9
Nevyužíval/a by více	70	309,6	76	391,8

6.4.5 Agregace ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře

Získané hodnoty ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře jsou dále agregovány na cílovou populaci šetření. Získáváme tak celkovou hodnotu, kterou představuje zlepšení kvality vody v Máchově jezeře pro místní obyvatele v oblasti, která byla pro účely tohoto šetření určena jako cílová, vyjádřenou v peněžních jednotkách. Přínosy ze zlepšení kvality vody v Máchově jezeře mohou mít i opční uživatelé a neuživatelé jezera mimo cílovou oblast tohoto šetření. Dále je třeba brát v úvahu celou řadu tržních přínosů Máchova jezera. V žádném případě se tedy nejedná o celkovou hodnotu zlepšení kvality vody v Máchově jezeře.

Pro tento účel je dále analyzován rozdíl v průměrných hodnotách ochoty platit za zlepšení kvality vody T-testem rozdílu průměrů pro dvě nezávislé skupiny mužů a žen. Průměrné hodnoty ochoty platit za zlepšení kvality vody jsou u obou skupin rozdílné. Při zlepšení kvality vody o jednu třídu není rozdíl v průměrech na hladině významnosti 10%, při zlepšení kvality vody o dvě úrovně není přítomen rozdíl v průměrech na 24% hladině významnosti a je tedy možné konstatovat, že tyto rozdíly nejsou statisticky signifikantní.

Tabulka 6.25: Průměrné hodnoty WTP1 a WTP2 podle pohlaví respondentů

Pohlaví	WTP1 bez protestních odpovědí		WTP2 bez protestních odpovědí	
	Četnost	Průměr	Četnost	Průměr
Muž	71	392,5	76	593,3
Žena	105	543,6	115	700,6

Sběr dat probíhal ve městě Doksy a v několika menších obcích. Obdobně byl i pro tyto skupiny respondentů použit T-test rozdílu průměrů pro dvě nezávislé skupiny. Ukazuje se, že průměrná hodnota ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře je vyšší v menších obcích, které jsou vzdálenější. Při zlepšení kvality vody o dvě třídy není rozdíl mezi průměrnými hodnotami u skupin přítomný na 11% hladině významnosti. Při zlepšení kvality vody o jednu třídu však tento rozdíl není přítomen pouze na méně než 1% hladině významnosti. U hodnoty WTP1 tedy můžeme konstatovat, že respondenti v menších obcích vyjadřují vyšší hodnoty ochoty platit. Toto zjištění může mít řadu příčin a nelze je na základě dat poskytnutých tímto šetřením dále interpretovat. Pro osvětlení těchto výsledků by bylo třeba dalších kvalitativních dat, které dotazník neposkytuje.

Tabulka 6.26: Průměrné hodnoty WTP1 a WTP2 podle místa sběru dat

Místo sběru dat	WTP1 bez protestních odpovědí		WTP2 bez protestních odpovědí	
	Četnost	Průměr	Četnost	Průměr
Doksy	106	407,3	114	602,3
Menší obce	72	598,2	79	746,2

Přestože byly zjištěny statisticky signifikantní rozdíly mezi průměrnými hodnotami u skupin respondentů, kteří by jezero po hypotetické změně využívali více a u respondentů, kteří by jej využívali stejně, dále mezi skupinou obyvatel z menších obcí a z Doks u WTP1, nejsou průměrné hodnoty ochoty platit pro agregaci v této práci nijak váženy. Obdobně nejsou váženy získané hodnoty podle vzdělání a příjmu obyvatel, přestože bylo prokázáno, že obě tyto proměnné mají vliv na výši ochoty platit. Pro interpretaci výsledků získaných v této práci, je tuto skutečnost třeba vzít v úvahu.

Při agregaci výsledků na cílovou populaci nejsou nijak zohledněni respondenti, kteří odmítli participovat na šetření. Bateman et al. (2006) ve své studii vypočítali dva rozdílné odhady ročních přínosů. V prvním výpočtu vynásobili průměrnou hodnotu ochoty platit počtem domácností v cílové oblasti, v druhém z tohoto výpočtu přiřadili těm domácnostem, které odmítli participovat na šetření nulovou hodnotu, čímž se snížila průměrná hodnota ochoty platit. Tuto hodnotu potom opět vynásobili počtem domácností v regionu.

V této práci je agregace výsledků na cílovou populaci provedena prvním z výše zmiňovaných postupů.

Ochota platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře vyjádřená respondenty byla uvažována jako roční platba domácnosti po dobu pěti let za předpokladu, že po tomto období by bylo dosaženo hypotetické změny. Pokud vynásobíme průměrné hodnoty ochoty platit za zlepšení kvality vody v Máchově jezeře o jednu třídu celkovým počtem domácností cílové populace (N=2 378), získáme peněžní hodnotu zlepšení kvality vody v Máchově jezeře o jeden stupeň rovnou 1 152 141,- Kč ročně. Pro období pěti let je potom hodnota tohoto zlepšení v peněžních jednotkách rovna 5 760 705,- Kč. Obdobným výpočtem získáme hodnotu zlepšení kvality vody v Máchově jezeře o dvě třídy vyjádřenou v monetárních jednotkách rovno 1 572 333,60 Kč ročně, a tedy 7 861 668,- Kč pro období pěti let.

7. Závěr

Šetření na Máchově jezeře bylo zaměřeno pouze na odhad hodnoty, kterou představují jeho přínosy pro místní obyvatele. Přestože je Máchovo jezero významnou rekreační a turistickou lokalitou nejen pro obyvatele České republiky, ale i pro zahraniční návštěvníky, nebyly tyto přínosy nijak zahrnuty do odhadu hodnoty zlepšení kvality vody. Nebyly zahrnuty ani jiné přínosy komerčního charakteru. Lze tedy předpokládat, že přínosy, které jsou odhadnuty na základě tohoto šetření jsou pouze částí celkové ekonomické hodnoty zlepšení kvality vody Máchova jezera.

Hlavním přínosem samotné práce, spíše než zjištění samotných odhadů, je použití metody podmíněného hodnocení k odhadu přínosů ze zlepšení kvality povrchových vod, které je v prostředí České republiky zatím ojedinělé.

V této práci byly podrobně představeny jednotlivé kroky, které je třeba realizovat při využití metody podmíněného hodnocení a možné způsoby řešení problémů, které se při tomto šetření vyskytly. Byly také načrtnuty zásadní úpravy dotazníku, nutné pro zajištění dostatečného porozumění hypotetického produktu, který je předmětem oceňování.

Tato práce se podrobně věnuje jednotlivým fázím výzkumu a snaží se poukázat na důležitost dostatečného testování dotazníku a získání informací jako podkladu pro konstrukci hypotetického trhu. Přestože byl v tomto šetření proveden předvýzkum i pilotní sběr dat, narazili jsme v hlavním sběru na některé problémy, kterým by bylo možné důkladnějším testováním předejít. Přesto se však podařilo dosáhnout výrazného snížení odmítnutí v hlavním sběru dat, především díky změně strategie výběru vzorku a opatřením ke zvýšení důvěryhodnosti prováděného šetření. Na základě zjištění z předvýzkumu a pilotního šetření byla úspěšně zvýšena návratnost především u populace, u které se odmítnutí účasti na rozhovoru dalo nejspíše očekávat – tedy u žen a u skupin obyvatel ve věku 46–60 let. Reprezentativita sebraných dat byla ověřena porovnáním se sociodemografickými údaji ČSÚ pro jednotlivé obce, v nichž proběhl sběr dat. Hlavním nedostatkem je nadhodnocení vzorku v menších obcích a jeho podhodnocení ve větších obcích – Doksech a Starých Splavech.

Zajímavým zjištěním předvýzkumu bylo, že někteří místní obyvatelé vidí turismus a rekreaci na jezeře jako negativní věc, která narušuje jejich klid. Především úroveň návštěvníků a kvalitu turismu vůbec vidí jako velmi nízkou až vulgární. Také bylo pozorováno negativní vnímání podnikatelů a provozovatelů rekreačních zařízení v okolí místními obyvateli. Tato reflexe turismu v místě však v šetření nebyla nijak sledována a nebyla především ani předmětem výzkumu. V předvýzkumu však tento postoj vedl dokonce k vyjádření nulové hodnoty ochoty platit u některých dotazovaných, v hlavním sběru dat však již tento postoj nebyl identifikován.

Byly analyzovány některé proměnné, které by mohly implicitně ovlivnit výši hodnoty ochoty platit udávanou respondenty. Především se jednalo o vhodnost zvoleného platebního prostředku, vnímání vlastního příspěví ke znečištění Máchova jezera respondenty, vztah respondentů k Máchovu jezeru, souhlas s popisem současného stavu a realističnost navrhovaného zlepšení.

Přestože téměř čtvrtina respondentů vnímala zvolený platební prostředek jako nevhodný, pouze zanedbatelná část proti němu protestovala formou vyjádření nulové hodnoty ochoty platit. Lze tedy předpokládat, že byla respondenty dobře pochopena role platebního prostředku a jeho forma neměla na výši vyjadřované hodnoty významný vliv. Na základě vlastní zkušenosti s rozhovory je však třeba dodat, že řada respondentů opakovaně zdůrazňovala, že by platili pouze za předpokladu, kdy by měli jistotu, že poskytnuté finance budou použity výhradně na záměr, který byl předmětem hypotetického scénáře. I u respondentů, kteří uváděli nenulovou ochotu platit byla tedy zřejmá obava z neefektivního nakládání s poskytnutými prostředky. Tato obava se ukazuje jako velmi závažný problém při využití metody podmíněného hodnocení v prostředí České republiky. Přestože se v metodě podmíněného hodnocení jedná o hypotetickou situaci, jsou respondenti mimořádně citliví na jakékoli zmínky o možných platbách. V tomto šetření se ukázalo jako velmi vhodný nástroj ke snížení těchto obav zajištění dostatečné informovanosti místních obyvatel o nadcházející realizaci výzkumu, jeho účelu a instituci za něj odpovědné. Tento způsob je dobře realizovatelný především v malých obcích. Při konstrukci hypotetického scénáře proto musí být věnována zvláštní pozornost citlivému formulování způsobu platby, tedy platebního prostředku a mechanismům nakládání se získanými finančními prostředky.

Eutrofizace Máchova jezera má několik příčin. Jednou z nich je bezpochyby přísun živin z odpadních vod domácností. Naprostá většina respondentů však situaci takto nevnímá (98,6 %) a necítí za stávající situaci vlastní odpovědnost. Větší počet respondentů (29,9 %) vnímá příspěví vlastní obce ke znečištění, i tento podíl však není nijak významný. Jako zdroj znečištění vidí místní obyvatelé v obdobném poměru znečištění pocházející z minulosti, znečištění z hospodářské činnosti, z rekreačních aktivit na jezeře a znečištění místními obyvateli, či kombinaci všech těchto uvedených faktorů.

Převážnou většinou respondentů (75 %) byla kvalita vody opravdu vnímána jako špatná a souhlasili s jejím zařazením do třídy IV, jak ji prezentoval hypotetický scénář. Většina respondentů (54,8 %) dále věřila, že zlepšení kvality vody v Máchově jezeře tak, jak jej popisoval scénář je reálné. Je tedy možné usuzovat, že hypotetický scénář byl pro většinu respondentů věrohodný.

Analýza však ukazuje na přítomnost zkreslení část-celek (*part-whole bias*) u zanedbatelné části vzorku. Respondenti byli dotazováni, na co byla podle nich určena částka, kterou stanovili. Tato otázka měla ověřit správné pochopení hypotetického produktu

respondenty. Toto zjištění lze považovat za velmi závažné. Pokud respondenti nepochopili, co je předmětem oceňování, je nejasné, zda by částka vyjádřená v hypotetické situaci odpovídala jejich skutečnému chování v případě, že by se jednalo o platbu výhradně za zlepšení kvality vody Máchova jezera. Respondenti určovali jako zamýšlený předmět platby podstatně větší produkty, než jaký představuje zlepšení kvality vody Máchova jezera.

Při dotazování na ochotu platit za zlepšení kvality vody na Máchově jezeře o jednu třídu bylo identifikováno 20,1 % protestních odpovědí. Při zlepšení o dvě třídy jich bylo zaznamenáno 15,4 %. Tyto protestní odpovědi byly z další analýzy vyřazeny. Zjištěná průměrná hodnota odhadu přínosů ze zlepšení kvality vody o jednu třídu, ze třídy IV na třídu III (WTP1), se rovná 485 Kč pro domácnost na rok. Při zlepšení kvality vody o dvě třídy, ze třídy IV na třídu II (WTP2), je průměrná hodnota odhadu přínosů rovna 661 Kč.

Zůstává otázkou, zda je zjištěná ochota platit opravdu hodnotou odpovídající skutečné ochotě platit. U některých respondentů bylo zjištěno, že pokud by se navrhovaná opatření na zlepšení kvality vody ukázala jako nákladnější, byli by ochotni uvedenou částku ochoty platit navýšit. Protože však tato otázka byla v dotazníku nesprávně formulována, nebylo možné tyto hodnoty zařadit do analýzy. V analýze jsou proto použity výše uvedené průměrné hodnoty WTP1 a WTP2.

Průměrné hodnoty WTP1 a WTP2 byly agregovány na populaci, která byla pro účely tohoto šetření stanovena jako cílová. Celková hodnota přínosů ze zlepšení kvality vody v Máchově jezeře pro místní obyvatele je v této práci stanovena na 5,8 mil. Kč za zlepšení o jednu třídu kvality vody a na 7,9 mil. Kč o dvě třídy kvality vody.

Tyto odhady nebyly pro účely této diplomové práce na cílovou populaci nijak váženy, přestože bylo ve vzorku nadhodnoceno zastoupení respondentů s vyšším stupněm ukončeného vzdělání. Srovnání průměrných hodnot ochoty platit u skupin respondentů podle dosaženého vzdělání indikuje lineární vztah mezi úrovní dosaženého vzdělání a výší ochoty platit, a je tedy možné, že výsledná agregovaná hodnota přínosů ze zlepšení kvality vody na Máchově jezeře je nižší než hodnoty, které jsou uvedeny v této práci. Jako další proměnná, u které se ukazuje vliv na ochotu platit je příjem. U této proměnné však není možné stanovit, do jaké míry je vzorek reprezentativní. Vzhledem k tomu, že byla ve vzorku nadhodnocena skupina respondentů z menších obcí, měly by být váženy také výsledné průměrné hodnoty ochoty platit za zlepšení kvality vody o jednu třídu (WTP1) pro skupinu obyvatel z menších obcí a pro skupinu obyvatel Doks. Rozdíl mezi průměrnými hodnotami WTP1 těchto dvou skupin se ukázal jako statisticky signifikantní.

Dvě z výchozích hypotéz této práce nebylo možné potvrdit. Výsledky šetření ukazují, že místní obyvatelé využívají Máchovo jezero především k procházkám, až na druhém místě ke koupání. Dále se ukázalo, že není možné potvrdit hypotézu, že ochota platit za zlepšení

kvality vody na Máchově jezeře je vyšší u osob, které využívají Máchovo jezero k rekreaci. Výsledky naopak ukazují, že ochota platit je vyšší u neuživatelů Máchova jezera. Toto zjištění naznačuje, že obyvatelé, kteří vodní plochu v současnosti neužívají mohou mít vyšší ochotu platit, protože předpokládají, že by po dosažení zlepšení kvality vody Máchovo jezero využívali více. Tuto domněnku nepřímo podporuje i následující zjištění. Výsledek testování další hypotézy ukazuje, že ochota platit je vyšší u obyvatel, kteří předpokládají, že by Máchovo jezero využívali více, pokud by došlo ke zlepšení kvality jeho vody. Na základě analýzy výsledků tohoto šetření lze tuto hypotézu potvrdit.

Na Máchově jezeře bylo před letní sezónou 2005 a opakovaně před letní sezónou 2007 provedeno opatření na snížení fosforu ve vodě s cílem následného snížení koncentrace sinic. Toto opatření má prozatímní charakter a musí být po čase opakováno. Náklady na toto opatření se v roce 2005 i v roce 2007 pohybovaly kolem 3 miliónů korun. Za dlouhodobější řešení lze považovat zajištění preventivních opatření, které by zamezily dalšímu přísunu živin do vodní plochy, tedy zlepšení čištění odpadních vod a zajištění ilegálních úniků odpadních vod a následné mechanické odstranění sedimentů u dna. Náklady na vytěžení těchto sedimentů byly v roce 2005 odhadnuty na 300 miliónů korun.

Tato práce v žádném případě neaspiruje na porovnání případných nákladů a přínosů ze zlepšení kvality vody v Máchově jezeře. Tato čísla jsou zde uvedena spíše pro ilustraci. Je třeba mít na paměti, že odhad hodnoty přínosů, který tato práce předkládá, se týká pouze netržních přínosů pro místní obyvatele, přičemž přínosy ze zlepšení kvality vody Máchova jezera jsou jistě i jiného charakteru a především mohou představovat hodnotu také pro jednotlivce mimo oblast, která byla určena za cílovou v tomto šetření. Do úvahy je však třeba vzít také samotnou vnitřní hodnotu Máchova jezera.

SEZNAM TABULEK A GRAFŮ

Seznam tabulek

Tabulka 2.1: Celková ekonomická hodnota	10
Tabulka 3.1: Rozdělení netržních metod oceňování podle typu hodnot	15
Tabulka 4.1: Rozlišení vodních ploch podle množství obsaženého fosforu	34
Tabulka 5.1: Typologie přínosů ze zlepšení kvality povrchových vod	36
Tabulka 6.1: Definice tříd jakosti povrchových vod podle TNV 75 7221	58
Tabulka 6.2: Skupiny ukazatelů jakosti povrchových vod podle TNV 75 7221	59
Tabulka 6.3: Klasifikace jakosti vody podle KHS	59
Tabulka 6.4: Zlepšení kvality vody ze třídy IV na třídu III	60
Tabulka 6.5: Zlepšení kvality vody ze třídy IV na třídu II	61
Tabulka 6.6: Návratnost v pilotním šetření a hlavním sběru dat	69
Tabulka 6.7: Skupiny s nejvyšším podílem odmítnutí v pilotním šetření a hlavním sběru dat	72
Tabulka 6.8: Analýza odmítnutí v pilotním šetření a hlavním sběru dat	73
Tabulka 6.9: Sociodemografické charakteristiky odmítnutí v pilotním šetření a hlavním sběru dat	74
Tabulka 6.10: Zastoupení počtu obyvatel jednotlivých obcí ve vzorku, srovnání s daty ČSÚ ze Sčítání lidu, domů a bytů 2001	75
Tabulka 6.11: Zastoupení obyvatel vzorku podle pohlaví celkem a v jednotlivých obcích, srovnání s daty ČSÚ ze Sčítání lidu, domů a bytů 2001	76
Tabulka 6.12: Zastoupení obyvatel ve vzorku podle věkových kategorií, srovnání s daty ČSÚ ze Sčítání lidu, domů a bytů 2001	76
Tabulka 6.13: Zastoupení počtu obyvatel ve vzorku podle stupně dosaženého vzdělání, srovnání s daty ČSÚ ze Sčítání lidu, domů a bytů 2001	77
Tabulka 6.14: Vhodnost zvýšeného poplatku za nakládání s odpadními vodami jako zvoleného platebního prostředku podle vzdělání respondentů	77
Tabulka 6.15: Percepce vlastního příspěví ke znečištění Máchova jezera podle vzdělání respondentů	79
Tabulka 6.16: Percepce příspěví obce ke znečištění Máchova jezera podle vzdělání respondentů	79
Tabulka 6.17: Zdroje znečištění Máchova jezera a financování zlepšení kvality vody Máchova jezera podle vnímání respondentů	80
Tabulka 6.18: Ochota platit za zlepšení kvality vody ze třídy IV na třídu III (WTP1)	82
Tabulka 6.19: Ochota platit za zlepšení kvality vody ze třídy IV na třídu II (WTP2)	83
Tabulka 6.20: Ochota platit za zlepšení kvality vody o jednu a o dvě třídy	84
Tabulka 6.21: Využití Máchova jezera obyvateli podle věkových kategorií	90
Tabulka 6.22: Průměrné hodnoty WTP1 a WTP2 pro skupiny uživatelů a ne uživatelů Máchova jezera	90
Tabulka 6.23: Využití Máchova jezera po hypotetické změně	91
Tabulka 6.24: Průměrné hodnoty WTP1 a WTP2 skupiny respondentů s intenzivnějším využitím a se stejným využitím jako dnes po zlepšení kvality vody Máchova jezera	91
Tabulka 6.25: Průměrné hodnoty WTP1 a WTP2 podle pohlaví respondentů	92
Tabulka 6.26: Průměrné hodnoty WTP1 a WTP2 podle místa sběru dat	93

Seznam schémat

Schéma 6.1: Náhodná procházka v pilotním šetření	68
Schéma 6.2: Náhodný výběr v hlavním sběru dat	71

Seznam grafů

Graf 6.1: Uskutečněné rozhovory, odmítnutí a nezastižení respondentů v pilotním šetření a v hlavním sběru dat	72
Graf 6.2: Vhodnost jiné formy platby jako platebního prostředku	78
Graf 6.3: Vztah respondentů k Máchovu jezeru	80
Graf 6.4: Účel hypotetické platby (WTP1 a WTP2) podle názoru respondentů	81
Graf 6.5: Ochota platit za zlepšení kvality vody o jednu úroveň (WTP1) a o dvě úrovně (WTP2)	85
Graf 6.6: Ochota platit za zlepšení kvality vody o jednu úroveň (WTP1) a o dvě úrovně (WTP2)	86
Graf 6.7: WTP1 a WTP2 pro příjmové skupiny	87
Graf 6.8: WTP1 a WTP2 podle věku respondentů	87
Graf 6.9: WTP1 a WTP2 podle dosaženého vzdělání respondentů	88
Graf 6.10: Využití Máchova jezera podle typu využití a věku	89

POUŽITÁ LITERATURA

- Adamowicz, W.L., Louviere, J, Williams, M. (1994): Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities. *Journal of Environmental Economics and Management* 26: 271-292.
- Ajzen, I. (1985): From Intentions to Actions: A Theory of Planned Behavior. *Organizational and Human Decision Processes* 50, 179-211.
- Ajzen, I, Driver, B. L. (1992): Contingent Value Measurement: On the Nature and Meaning of Willingness to Pay. *Journal of Consumer Psychology*, 1(4): 297-316.
- Ajzen, I, Rosenthal, H. L., Brown, C. T. (2000): Effects of Perceived Fairness on Willingness to Pay. *Journal of Applied Social Psychology*, 30, 12: 2439-2450.
- Ajzen, I., Brown, T. C.; Carvajal, F. (2004): Explaining the discrepancy Between Intentions and Actions: The Case of Hypothetical Bias in Contingent Valuation. *Personality and Social Psychology Bulletin*, 30: 1108-1121.
- Alam, M. K., Marinova, D. (2001): Valuing Benefits of Environmental Improvement: The Case of the Buriganga River in Bangladesh. Institute for Sustainability and Technology Policy, Murdoch University, Australia.
- Alberini A., Kahn, J., R. (2006): Handbook on Contingent Valuation. Edward Elgar, Cheltenham, ISBN 1-84064-208-4.
- Bateman, I. J., Carson, R.T., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroğlu, E., Pearce, D.W., Sugden, R., Swanson, J. (2002): Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual. Edward Edgar, Cheltenham. ISBN: 1-84376-852-6.
- Bateman, I. J., Lovett, A. A., Brainard, J. S. (2005): Applied Environmental Economics: A GIS Approach to Cost-Benefit Analysis. Cambridge University Press, Cambridge, ISBN 0-521-67158-2, 1-90.
- Bateman, I., Day, B., Dupont, D., Georgiou, S., Matias, N. G. N., Morimoto, S., Subramanian, L. (2006): Does phosphate treatment for prevention of eutrophication pass the benefit-cost test? CSERGE Working Paper EDM 06-13, ISSN 0967-8875.
- Bergland, O., Magnussen, K., Navrud, S. (1995): Benefit Transfer: Testing for Accuracy and Reliability. Discussion Paper 95-03. Aas: Agricultural University of Norway, Department of Economics and Social Sciences.
- Bergstrom, J. C., Boyle, K. J., Poe, G. L. (2001): The economic value of water quality. Edward Edgar Publishing Limited, UK, ISBN 1-84064-047-2.
- Blamey, R. K., Common, M. S. (2002): Valuation and ethics in environmental economics. In: van den Bergh, J., C., J., M. (eds.): Handbook of Environmental and Resource Economics, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 236 6, 809-823.
- Boyle K., J., Poor P., J., Taylor L., O. (1999): Estimating the demand for protecting freshwater lakes from eutrophication, *American Journal of Agricultural Economics* 81 (Number 5, 1999): 1118-1122.
- Brundland, G. H. et al. (1991): Naše společná budoucnost. Praha : Academia, 1991. 300 s. ISBN 80-85368-07-02.
- Carson, L. R. (1962): Silent Spring. 40th Anniversary Edition, New York, ISBN 0-618-24906-0.
- Carson, T. R.; Mitchell, C. R. (1981): An Experiment in determining Willingness to Pay for National Water Quality Improvements, Resources for the Future, Washington, D.C. 20036, EPA Report #, June 1981, DRAFT.

- Carson, T. R; Mitchell, C., R (1993): The Value of Clean Water: The Public's Willingness to Pay for Boatable, Fishable, and Swimmable Water Quality, *Water Resources research*, Vol. 29, No. 7: 2445-2454.
- Disman, M. (2002): Jak se vyrábí sociologická znalost : příručka pro uživatele. 3. vyd. Praha : Karolinum, 2002. 374 s. ISBN 80-246-0139-7.
- Dvořák, A, Brůha, J., Melichar, J., Ščasný, M. (v tisku): Kapitoly z ekonomie přírodních zdrojů. Vysoká škola ekonomická v Praze.
- Du, Y. (1999): The Use of Benefit Transfer in the Evaluation of Water Quality Improvement: An Application in China. *Economy and Environment Program for Southeast Asia*, International Development Research Centre 1999.
- Earth Summit 1992, The United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro 1992: The Rio Declaration on Environment and Development.
- European Commission (2002): Eutrophication and health. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 28 pp., ISBN 92-894-4413-4.
- Ekosystémy a lidský blahobyt : syntéza : zpráva Hodnocení ekosystémů k miléniu (2005), Centrum pro otázky životního prostředí, Univerzita Karlova v Praze, 2005. ISBN 80-239-6300-7.
- Eutrofizace 2000, 10. října 2000, Praha, Česká republika, Kočí Vladimír, (Edit.), 58 str.
- Folke, C. (2002): Ecological principals and environmental economic analysis. In: van den Bergh, J., C., J., M. (eds.): *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 236 6, 895-911.
- Freeman, A. M .III. (2003): *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Resources for the Future, Washington, DC, ISBN: 1-89185-362-7.
- Garrod, G., Willis, K. G. (1999): *Economic Valuation of the Environment: Methods and Case Studies*, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 85898 684 2.
- Glasser, H. (2002): Ethical perspectives and environmental policy analysis. In: van den Bergh, J., C., J., M. (eds.): *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 236 6, 981-1000.
- Haab, T., McConnell, K. E. (2002): *Valuing Environmental and Natural Resources: The econometrics of non-market valuation*, Edward Elgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 388 5, 1-58.
- Hanley, N. (2002): Cost-benefit analysis of environmental policy and management. In: van den Bergh, J., C., J., M. (eds.): *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 236 6, 824-836.
- Hendl, J (2004): *Přehled statistických metod zpracování dat: Analýza a metaanalýza dat*. Portál, Praha 2004. ISBN 80-7178-820-1.
- Hejzlar, J., Hladík, M., Růžička, M., Rohlík, V. (2001): Scénářová studie pro snížení eutrofizace nádrže Lipno. *Aktuality Šumavského výzkumu*, s. 87-90.
- Hite, D., Hudson, D., Intarapong, W. (2002): Willingness to pay for water quality improvements: The case of precision application technology, *Journal of Agricultural and Resource Economics* 27(2): 433-449.
- Choe, K, Whittington, D, Lauria, T. D (1996): The Economic Benefits of Surface Water Quality Improvements in Developing countries: A Case Study of Davao, Philippines. *Land Economics*, November 1996, 72 (4): 519-37.
- Inglehart, R. (1977): *The Silent Revolution: Changing Values and Political Styles among Western Publics*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

- IPCC Climate Change 2001: Synthesis Report. Cambridge University Press, Cambridge, ISBN 0 521 01507 3.
- IPCC WGI Fourth Assessment Report: Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Summary for Policymakers.
- Johansson, Per-Olov (2002): Theory of economic valuation of environmental goods and services. In: van den Bergh, J., C., J., M. (eds.): Handbook of Environmental and Resource Economics, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 236 6, 747-754.
- Kočí, V., Burkhard, J., Maršálek, B. (2000): Eutrofizace na přelomu tisíciletí. Eutrofizace 2000, 10.10.2000, Praha, str. 3-13.
- Krström, B. (2002): Contingent valuation. In: van den Bergh, J., C., J., M. (eds.): Handbook of Environmental and Resource Economics, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 236 6, 777-795.
- Krström, B., Laitila, T. (2003): Stated preference methods for environmental valuation: a critical look. In: Folmer, H., Tietenberg, T. (eds.): The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2003/2004, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 212 9, 305-330.
- Markandya, A., Harou, P., Bellù, L. G., Cistulli, V. (2002): Environmental Economics for Sustainable Growth: A Handbook for Practitioners. Edward Edgar, Cheltenham.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., Behrens W. W. III. (1972): The limits to growth. Pan Books Ltd., London, ISBN 0 330 24169 9.
- Melichar, J.; Hönigová, I. (eds.) (2005): Oceňování životního prostředí. Sborník z letní školy, Centrum pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy v Praze, ISBN 80-239-6295-7.
- Melichar, J., Ščasný, M. (2004): Introduction to Non-Market Valuation Methods and Critical Review of Their Application in the Czech Republic. In: Ščasný, M., Melichar, J., (eds.) Development of the Czech Society in the European Union. Part V: Non-market Valuation Methods in Environmental Area. Praha: Matfyzpress, ISBN 80-86732-45-2. str. 43-94.
- Moldan, B. (2001): Ekologická dimenze udržitelného rozvoje. Univerzita Karlova v Praze, Nakladatelství Karolinum v Praze 2001, ISBN 80-246-0246-6.
- Muthke, T., Holm-Mueller, K. (2004): National and International Benefit Transfer Testing with a Rigorous Test Procedure. Environmental and Resource Economics 29: 323-336, 2004.
- National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Department of Commerce (1993): Natural Resource Damage Assessment under the Oil Pollution Act of 1990, Federal Register, 58, 4601-4614.
- Navrud, S. (2004): Value Transfer and environmental policy. In: Tietenberg, T., Folmer, H. (eds.): The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 681 7, 189-217.
- Needelman, M., Kealy, M.J. (1994): Recreational Swimming Benefits of New Hampshire Lake Water Quality Policies: An Application of a Repeated Discrete Choice Model. Economic Analysis and Research Branch, U.S. Environmental Protection Agency.
- Norton, B., Minter, B. A. (2003): From environmental ethics to environmental public philosophy: ethicists and economists, 1973-future. In: Tietenberg, T., Folmer, H. (eds.): The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2002/2003, Edward Edgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 213 7, 373-408.
- OECD (2005): Zpráva o politice, stavu a vývoji životního prostředí, Česká republika. Praha, ISBN 80-7212-317-3.
- OECD (2006): Cost-benefit analysis and the environment: recent developments. ISBN 92-64-01004-1.

- Pretty, J.N., Mason, C.F., Nedwell, D.B. and Hine, R.E. (2002): A preliminary assessment of the environmental costs of the eutrophication of fresh waters in England and Wales, University of Essex, U.K.
- Richter, M (2005): Technologie ochrany životního prostředí, Část I. Ochrana čistoty vod. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, skripta, ISBN 80-7044-684-6.
- Smith, V. K. (2004): Fifty years of contingent valuation. In: Tietenberg, T., Folmer, H. (eds.): The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005, Edward Elgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 681 7, 1-60.
- Shechter, M. (2000): Valuing the environment. In: Folmer, H., Gabel, H. L. (eds.): Principles of Environmental and Resource Economics. Edward Elgar, Cheltenham, ISBN 1-84064-381-1, 72-103.
- Státní politika životního prostředí 2004 – 2010, Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha 2004.
- Ščasný, M., Melichar, J., Škopková, H., Czajkowski, M., Markowska, A., Markiewicz, O., Bartczak, A. (2006): Water Quality Valuation: empirical evidence from CV surveys in the Czech Republic and Poland. Third World Congress of Environmental and Resources Economists, Kyoto, Japan July 3-7, 2006.
- Škodová, J. (2004): Eutrofizace povrchových vod a její důsledky na příkladě vodní nádrže Máchovo jezero. Diplomová práce, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí.
- Tietenberg, T. (2007): Environmental Economics and Policy. Pearson Education, Inc., Boston, ISBN 0-321-348890-7.
- Turner, R. K. (2002): Environmental and ecological economics perspectives. In: van den Bergh, J., C., J., M. (eds.): Handbook of Environmental and Resource Economics, Edward Elgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 236 6, 1001-1036.
- Urban, J. (2005): Metoda podmíněného hodnocení z hlediska teorie plánovaného chování: příspěvek sociální psychologie k porozumění mechanismu CVM. In Melichar, J., Hönigová, I. (eds.) Oceňování životního prostředí, 105-114.
- Van Houtven, G., Powers, J., & Pattanayak, S.K. (2007): Valuing water quality improvements in the United States using meta-analysis: Is the glass half-full or half-empty for national policy analysis? Resource and Energy Economics.
- Verhoef, E. T. (2002): Externalities. In: van den Bergh, J., C., J., M. (eds.): Handbook of Environmental and Resource Economics, Edward Elgar, Cheltenham, ISBN 1 84376 236 6, 197-214.
- Viscusi, W. K; Huber, J; Bell, J (2004): The value of regional water quality improvements, Discussion Paper No. 477, ISSN 1045-6333. Online: http://www.law.harvard.edu/programs/olin_center/
- WEHAB (2002): Rámec pro realizaci opatření, Světový summit o udržitelném rozvoji. Johannesburg 2002, Pracovní skupina WEHAB. Centrum pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy v Praze.
- Zpráva o životním prostředí České republiky (2004), Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha, ISBN 80-7212-358-0.

Internetové zdroje

- Babica, P., Maršálek, B., Bláha L. (2005): Microcystiny – cyklické heptapeptidy sinic. Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, [cit. 2007-04-23] Online: <http://www.sinice.cz/>.
- Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny (2005): Sinice a koupání v přírodě. Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, [cit. 2007-04-23] Online: <http://www.sinice.cz/>.
- Český statistický úřad: Sčítání lidu, domů a bytů, 2001. [cit. 2007-03-15] Online: <http://www.czso.cz/sldb/sldb2001.nsf/okresy/CZ0511>
- Drábková M., Maršálek B., Jančula D. (2005): Podporujete výběrem pracího prášku nežádoucí růst sinic? Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, [cit. 2007-04-23] Online: <http://www.sinice.cz/>.
- ENVIS – Informační portál o životním prostředí [cit. 2007-04-23] Online: [http://envis.praha-mesto.cz/\(wnfgu045opzlcqep2n5azj23\)/zdroj.aspx?typ=2&Id=68472&sh=1118969816b](http://envis.praha-mesto.cz/(wnfgu045opzlcqep2n5azj23)/zdroj.aspx?typ=2&Id=68472&sh=1118969816b)
- GEO 2000 Overview: UNEP 1999, [cit. 2007-04-23]. Online: <http://www.grida.no/geo2000/ov-e.pdf>
- Krajská hygienická stanice Libereckého kraje [cit. 2007-04-23] Online: <http://www.khslbc.cz/>
- Maršálek, B.: Co jsou cyanobakterie/sinice? [cit. 2007-04-23] Online: http://www.sinice.cz/cz/popularizacni/cyanobakterie_obecne.pdf
- Obnova jezerních ekosystémů, Metoda chemického srážení fosforu hlinitými solemi. [cit. 2007-05-20] Online: http://www.prochemie.cz/Machovo-jezero_2006.pdf,

PŘÍLOHY

Příloha 1: Přehledová tabulka základních charakteristik studií zahrnutých do rešerše	106
Příloha 2: Mapa cílové oblasti	110

<i>Název studie</i>	Bergland et al. (1995, 1997)	Muthke et Holm-Mueller (2004)	Ščasný et al. (2006)
<i>Země</i>	Norsko	Německo	Polsko, Česká republika
<i>Metoda</i>	CVM/WTP	CVM/ WTA	CVM/ WTP
<i>Hypotetický produkt</i>	Zlepšení kvality vody eutrofizované vodní plochy o 1 a o 2 třídy na pětistupňové škále znečištění. Odhad rekreačních přínosů kvality vody v jezeře v 5 třídách: 1. pitná voda, 2. vhodná ke koupání, 3. rybolovu, 4. plavbě lodí, 5. voda nevhodná pro jakékoli využití člověkem.	WTA za zhoršení kvality vody v důsledku rostoucí eutrofizace vodní plochy. Ochota přijmout kompenzaci za ztrátu možnosti některých typů rekreačního využití: Zhoršení kvality vody vhodné ke koupání o 1 stupeň – na vodu vhodnou k rybolovu a o 2 stupně – vodu vhodnou k plavbě lodí.	Zlepšení kvality vody eutrofizované vodní plochy o 1 a o 2 třídy na pětistupňové škále znečištění. Odhad přínosů zlepšení kvality vody ze IV. třídy na III. a ze IV. na II.
<i>Zdroje znečištění</i>	Bodové (komunální odpadní vody) a plošné (zemědělství) zdroje znečištění.	Bodové (komunální odpadní vody) a plošné (zemědělství) zdroje znečištění.	Bodové (komunální odpadní vody) a plošné (zemědělství) zdroje znečištění.
<i>Cílová populace</i>	Místní domácnosti	Místní domácnosti	Místní domácnosti
<i>Výběr vzorku</i>	---	---	Náhodný výběr
<i>Licitační formát</i>	Dichotomní volba (<i>Double bounded dichotomous choice</i>)	---	Platební karta
<i>Platební prostředek</i>	Zvýšení poplatku za nakládání s odpadními vodami domácností	---	Zvýšení poplatku za nakládání s odpadními vodami domácností
<i>Způsob dotazování</i>	Osobní rozhovory	---	Osobní rozhovory

Název studie	Bateman et al. (2006)	Carson et Mitchell (1993)	Hite et al. (2002)
Země	Anglie a Wales	USA	USA, Mississippi
Metoda	CVM/WTP	CVM/WTP	CVM/WTP
Hypotetický produkt	Přínosy ze snížení dopadů eutrofizace řek a jezer v oblasti, WTP jako příspěvek na program na nakládání s odpady s cílem odstranit fosfor přítomný ve vodě a snížit znečištění eutrofizací	Přínosy ze zlepšení kvality vody ve třech kvalitativně rostoucích kategoriích: voda vhodná pro rekreační plavbu, voda vhodná pro rekreační rybolov a voda vhodná ke koupání, kdy první z těchto kategorií je určena za stávající. WTP za udržení stávající kvality vody, v dalším kroku za zlepšení z této kvality na úroveň vhodnou k rekreačnímu rybaření, a ve třetím kroku z kvality vhodné k rekreačnímu rybaření na úroveň vhodnou ke koupání.	Odhadují ochotu místních obyvatel platit za zavedení zemědělských technologií, které by omezily přísun hnojiv. V důsledku tohoto omezení by došlo ke zlepšení kvality povrchových vod. Měřeny 2 úrovně snížení znečištění - o 10% a o 20%
Zdroje znečištění	Odpadní vody	Nerozlišeno	Plošné znečištění, úniky živin a chemikálií do povrchových vod
Cílová populace	Obyvatelé regionu	Celá populace USA	Místní obyvatelé
Výběr vzorku	- - -	Kvótní výběr	- - -
Licitační formát	Dichotomní volba (<i>One-and-one-half-bound dichotomous choice</i>)	Platební karta	Dichotomní volba (<i>Single bounded dichotomous choice</i>)
Platební prostředek	Zvýšení ročních poplatků za vodu	Navýšení ročních daní a vyšší ceny výrobků	Jednorázová daň na podporu nákupu nových zemědělských technologií, formou navýšení federální daně
Způsob dotazování	Osobní rozhovory	Osobní rozhovory	Telefonické dotazování

Název studie	Du (1999)	Choe et al. (1996)	Alam et Marinova (2001)
Země	Čína	Filipíny	Bangladéš
Metoda	TCM+CVM/WTP	TCM+CVM/WTP	CVM/ WTP+WTC
Hypotetický produkt	Sledují rekreační přínosy (koupání v jezeře, vodní sporty, plavby na lodích a rekreační rybaření, související sportovní aktivity-jogging) ze zlepšení kvality vod. Oceňují dosažení zlepšení jednotlivých úrovní kvality	Sledují zlepšení kvality vody v řekách a v moři, především přínosy z rekreačního využití. Definují jako dosažení 3 úrovní, přičemž oceňují hodnotu změny ze stádia 1 do stádia 3 a ze stádia 2 do stádia 3. Jednotlivé úrovně	Stanovení celkové ekonomické hodnoty zlepšení kvality vody v řece. Cílový stav je definován jako kombinace následujícího: i) zlepšení kvality vody na úroveň vhodnou ke koupání, rybolovu a

	vody (vhodná k rekreační plavbě/vhodná pro rybolov, vhodná ke koupání, pitná voda).	definují jako dosažení 1) bezpečných, hygienických podmínek ve vlastních domech, 2) čistých, hygienických podmínek v nejbližším okolí, 3) zlepšení kvality povrchových vod.	plavbě lodí, ii) zavedení regulačních a neregulačních opatření na minimalizování zdrojů znečištění (preventivní opatření na zamezení budoucího znečištění), iii) odstranění ilegálních staveb tak, aby byl zajištěn volný proud vody v řece.
<i>Zdroje znečištění</i>	Nárůst odpadních vod domácností a průmyslu	Přímé vypouštění odpadu domácností a průmyslu	Přísun pevného odpadu, splachy z okolních povrchů, vypouštěné odpadní vody domácností a průmyslu
<i>Cílová populace</i>	Uživatelé jezera, místní i návštěvníci, jednotlivci	Místní obyvatelé, domácnosti	Místní domácnosti
<i>Výběr vzorku</i>	Náhodný výběr (N=408)	Dvoustupňový stratifikovaný náhodný výběr N=777	Stratifikovaný náhodný výběr N=400
<i>Licitační formát</i>	Otevřená otázka	Dichotomní volba (<i>Double bounded dichotomous choice</i>)	Otevřená otázka
<i>Platební prostředek</i>	Zvýšený vstupní poplatek a navýšení místních daní	Měsíční poplatek	- - -
<i>Způsob dotazování</i>	Dotazník vyplňován samostatně respondenty	Osobní rozhovory	Osobní rozhovory
<i>Specifika šetření</i>	Zohledňují sezónní výkyvy v intenzitě a typu využití jezera. Sledování komplementární proměnné k příjmu - charakter bydlení respondentů	V TCM – Spíše než změnu kvality vody, měří změnu percepce této kvality	Každý z respondentů vyjadřuje hodnotu v peněžní a časové jednotce. Nově formuluje tzv. WTC (willingness to contribute, ochota přispět časem)

<i>Název studie</i>	Needelman et Kealy (1994)	Boyle et al. (1999)
<i>Země</i>	USA, New Hampshire	USA, Maine
<i>Metoda</i>	Opakovaná diskrétní volba	Hedonická cena
<i>Oceňovaný statek</i>	Odhad přínosů rekreačního koupání ze zamezení bodových a plošných zdrojů znečištění v jezerech v New Hampshire	Vyšší kvalita (čistota) vody v eutrofizovaných jezerech ve státě Maine, indikátorem změny kvality vody je různá míra průhlednosti vody. Odhad hodnoty kvality vody na základě cen nemovitostí v okolí různě znečištěných jezer.
<i>Zdroje znečištění</i>	Bodové a plošné zdroje znečištění	Plošné znečištění
<i>Cílová populace</i>	Obyvatelé New Hampshire	

