

UHLÍKOVÁ STOPA A DALŠÍ ENVIRONMENTÁLNÍ PARAMETRY ÚPRAVY VODY

**doc. Ing. Vladimír Kočí, Ph.D.¹⁾, Ing. Martina Klimtová²⁾,
Bc. Zuzana Cabejšková³⁾**

¹⁾ VŠCHT, Ústav chemie ochrany prostředí, Technická 5, 166 28 Praha 6,
Vlad.Koci@vscht.cz

²⁾ Vodárna Plzeň a.s., Malostranská 2, 317 68 Plzeň

³⁾ Ústav životního prostředí, PŘF UK, Benátská 2, Praha 2

Úvod

Pomineme-li legislativní požadavky, je cílem úpravy vody snížit zátěž lidské populace škodlivými látkami a nežádoucími mikroorganismy, obsaženými ve zdrojích pitné vody. V poslední době nabývá na významu i environmentální hledisko, tedy zájem společnosti o provoz takových technologií, které mají ve vztahu k dané funkci či výkonnosti nižší škodlivé dopady na životní prostředí. Každá technologie sama o sobě představuje určitou zátěž prostředí, a to nejen spotřebou provozních energií a paliv, ale i druhotnými emisemi škodlivých látek, jež vznikají při jejich výrobě či distribuci. Cílem naší výzkumné práce bylo odzkoušet, zda je smysluplné hodnotit environmentální dopady vodárenských provozů pomocí metody posuzování životního cyklu – Life Cycle Assessment (LCA).

Posuzování životního cyklu

Posuzování životního cyklu je analytická metoda hodnocení environmentálních dopadů (tj. dopadů na životní prostředí) výrobků, služeb a technologií, obecně lidských produktů. Metoda LCA přistupuje k hodnocení environmentálních dopadů produktů s ohledem na jejich celý životní cyklus, zahrnuje tedy environmentální dopady produktů již od stádia získávání a výroby výchozích materiálů, přes stádium výroby samotného produktu, stádium jeho užívání až po stádium jeho odstranění, opětovného užití či recyklaci v něm použitých materiálů. Environmentální dopady produktů jsou hodnoceny na základě posouzení vlivu materiálových a energetických toků, jež sledovaný systém vyměňuje se svým okolím, tedy s životním prostředím. Druhým významným přínosem metody LCA je převedení těchto emisních toků (tedy stovek až tisíců emisí konkrétních látek) na tak zvané kategorie dopadu jako je eutrofizace, acidifikace, ekotoxikita, globální oteplování a podobně. To se provádí tak, že se jasně definovaným postupem sečtou účinky látek podílejících se na jedné kategorii dopadu a vyjádří se soubornou hodnotou vyjadřující míru zasažení dané kategorie dopadu. Díky tomu je možné identifikovat toto tak zvané přenášení problému z místa na místo [1].

V oblasti odstraňování škodlivých látek je tím míněno především:

Přenášení napříč kategoriemi dopadu: Vyčištění určité lokality či média (pokles koncentrace či množství škodlivé látky v surové vodě) je doprovázeno produkcí emisí jiných látek, jež mají nepříznivý dopad na jinou kategorii dopadu.

Přenášení geografické: Pro úpravárenské technologie jsou často používány materiály či energie, jejichž výroba představuje zátěž pro životní prostředí v místě jejich výroby. V místě aplikace, kterým může být i jiný stát, pak nemusí být tato environmentální zátěž započtena k negativům provozu dané technologie, a tudíž dochází k podhodnocování environmentálních dopadů technologie z regionálního či kontinentálního měřítka.

Aby bylo možné rozhodnout, která varianta je šetrnější k životnímu prostředí, je třeba provést porovnání různých toků emisí vzhledem k důležitosti environmentálního dopadu, jaký mohou způsobit. Hodnocení dopadů je srovnávání významnosti každého emisního toku vzhledem k celkovým známým dopadům lidské činnosti v dané kategorii dopadu. Vzájemné porovnání různých environmentálních dopadů je umožněno rozvojem tzv. charakterizačních modelů a metodik, například CML (Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden) [2, 3], Eco-indicator 99 [4], Ekofaktor [5], IMPACT 2002+ [6] a EDIP2003 [7, 8]. V posledních letech nabývá na významu i metoda ReCiPe [9].

Pomocí metody LCA lze rozpoznat environmentálně šetrnější variantu technologického uspořádání provozu či volbu samotné technologie a identifikovat případy, kdy by samotný čistírenský, ale i sanační, či dekontaminační proces představoval větší zátěž prostředí než původní znečištění. Výhodou metody LCA je schopnost identifikovat právě toto nežádoucí geografické přesouvání problému z místa na místo a přenášení problému z jedné kategorie do druhé. Metoda LCA je standardizována v normách ČSN EN ISO 14040 a ČSN EN ISO 14044.

Popis studovaného systému

Pro účely testování použitelnosti metody LCA pro účely hodnocení environmentálních přínosů a dopadů provozu úpraven vod byl použit produktový systém úpravy vody Hrdějovice u Českých Budějovic a systém úpravy vody Homolka v Plzni. Jedná se o dva rozdílné provozy nejen, co se týče technologií, ale i co do množství vyrobené vody a zdroje surové vody.

Vodárenský provoz Hrdějovice spočívá v kombinaci fyzikálně chemických postupů zaměřených na snížení nadlimitních koncentrací železa a manganu, posun vody do vápenato-uhličitanové rovnováhy a dezinfekci. Zdrojem surové vody jsou zde vrty jímající vodu z hlubokých kolektorů svrchnokřídových sedimentů Budějovické pánve [10].

Úpravna vody Plzeň Homolka naopak používá jako zdroj surové vody povrchovou vodu z řeky Úhlavy. Stávající technologie úpravy se skládá ze dvou separačních stupňů, je sestavena s ohledem na proměnlivou kvalitu surové vody. Surová voda je čerpána do objektu chemického hospodářství, kde je po případné úpravě pH dávkován koagulant – síran hlinitý. Po homogenizaci je voda odváděna na první separační stupeň, na dvoupatrové usazovací nádrže. Po separaci vzniklých vloček odsazená voda odtéká na druhý stupeň separace – na soustavu rychlofiltrů. Filtrovaná voda dále pokračuje do objektu ozonizace, kde v ozonizačních nádržích probíhá sycení ozonem [11].

Pro sestavení modelu byl použit LCA poskytující charakterizační faktory většiny metodik hodnocení dopadů životního cyklu.

Pro sestavení studie LCA byly použity následující předpoklady:

data použitá pro inventarizaci životního cyklu byla přímo od provozovatelů technologií; platná jsou pro rok 2010.

funkce systému: úprava surové vody – odstraňování nežádoucích látek na limitní hodnoty;

funkční jednotka a referenční tok: výroba 1m³ pitné vody splňující požadované limity;

hranice systému: procesy podílející se na úpravě vody, procesy výroby elektrické energie a všech relevantních materiálových vstup (flokulanty apod.) spotřebovaných při provozu vodárny, režijní vstupy, a procesy odpadového hospodářství včetně čov; není uvažován dopad stavby vodárenského provozu. Do hranic systému nebyla zahrnuta distribuce vody.

Energetický a palivový mix České republiky v roce 2010.

Výsledky studie

Vzhledem k velkému množství získaných dat, zde uvádíme pouze zkrácené výsledky inventarizační analýzy zaměřené na spotřebu energetických surovin a výsledky posuzování dopadů životního cyklu (LCIA) pro zvolené charakterizační modely a to jmenovitě CML a ReCiPe.

Ze zjištěných dat lze vyčíst několik zajímavých informací. Zaměříme se nejprve na výstupy z Inventarizace životního cyklu, které jsou uvedeny v tabulce 1.

Tabulka 1. Spotřeba surovin s ohledem na celý životní cyklus výroby 1 m³ pitné vody

kg	Hrdějovice	ÚV Homolka
Ropa	9,39E-05	3,61E-02
Černé uhlí	3,06E-04	4,19E-02
Hnědé uhlí	3,99E-02	4,22E-01
Zemní plyn	4,09E-04	1,17E-01
Uran	7,30E-07	5,06E-06

Z tabulky vyplývá skutečnost, že výroba vody v Hrdějovicích má na stejné množství vyrobené vody více než řádově nižší nároky na suroviny. V následující tabulce 2 jsou uvedeny hodnoty agregovaných skupin emisí látek do jednotlivých složek prostředí. Vzhledem k rozsahu dat nebylo možno uvést jednotlivé položky detailně. Pro porovnání obou technologických provozů to však dobře stačí.

Tabulka 2. Vybrané emise životního cyklu výroby 1 m³ pitné vody výroby pitné vody

kg/1 m ³ vyrobené vody	Hrdějovice	Homolka
Emise do ovzduší		
Kovy	2,79E-09	9,14E-07
Anorganické látky	1,33E-01	2,91E+00
Těkavé uhlovodíky	5,73E-06	2,36E-03
PAH	1,32E-10	4,79E-08
Halogenované uhlovodíky	1,40E-08	9,97E-08
Prachové částice	1,90E-06	6,00E-04
Radioaktivní látky	6,28E-09	4,20E-08

kg/1 m3 vyrobené vody	Hrdějovice	Homolka
Emise do povrchových vod		
Kovy	9,77E-07	6,91E-04
Anorganické látky	4,53E-05	5,36E-03
Uhlovodíky	1,80E-07	7,37E-05
Halogenované uhlovodíky	5,88E-10	7,38E-10
Prachové částice (spad)	4,40E-06	9,32E-04
Emise do oceánských vod		
Kovy	1,05E-09	1,54E-07
Anorganické látky	4,37E-06	0,000693
Uhlovodíky	2,65E-09	5,01E-07
Prachové částice (spad)	2,70E-07	4,00E-05
Emise do zemědělsky využívané půdy		
Kovy	7,00E-09	5,09E-07
Emise do průmyslově využívané půdy		
Kovy	1,69E-08	6,60E-06
Anorganické látky	2,72E-07	3,55E-05
Organické látky	9,12E-10	3,13E-07

V tabulce 2 uvedené hodnoty ukazují, že výroba pitné vody v Hrdějovicích produkuje s ohledem na celý životní cyklus méně emisí než výroba na Homolce. V případě zájmu o podrobnější specifikaci jednotlivých emisí kontaktujte autory.

V následující tabulce 3 jsou uvedeny výsledky indikátorů kategorií dopadu globální oteplování (uhlíková stopa), eutrofizace, acidifikace, ozónová díra a vznik fotooxidantů tak, jak jsou vyčíslovány metodikou CML.

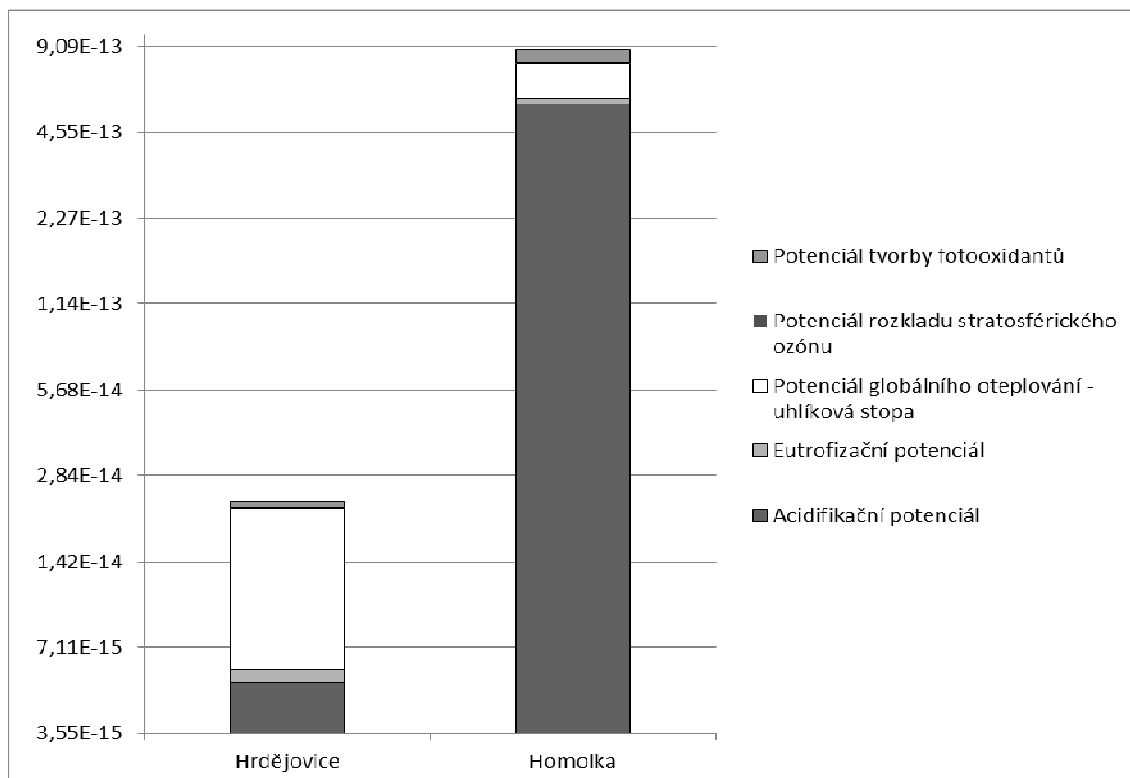
Tabulka 3. Výsledky indikátorů kategorií dopadu výroby 1m3 pitné vody

	Hrdějovice	Homolka
Acidifikační potenciál [kg SO ₂ -ekv.]	1,47E-04	1,56E-02
Eutrofizační potenciál [kg PO ₄ --ekv.]	7,02E-06	2,98E-04
Potenciál globálního oteplování - uhlíková stopa [kg CO ₂ -ekv.]	7,82E-02	9,64E-01
Potenciál rozkladu stratosférického ozónu [kg R11-ekv.]	1,18E-08	1,19E-07
Potenciál tvorby fotooxidantů [kg C ₂ H ₄ -ekv.]	6,72E-06	7,51E-04

Nižší množství emisí v Hrdějovicích vede i k nižším výsledkům indikátorů kategorií dopadu. Jak tato data zjednodušeně interpretovat? Výroba 1 m³ pitné vody v Hrdějovicích způsobí emise 78,2 g CO₂ ekvivalentů. V případě vodárny na Homolce je uhlíková stopa výroby stejného množství pitné vody 964 g CO₂ ekvivalentů. Jedná se tedy o více než řádový rozdíl. Ještě větší rozdíl je v případě kategorie dopadu acidifikace: Hrdějovice 0,157 g SO₂ ekvivalentů a Homolka 15,6 g SO₂ ekvivalentů. Z toho vyplývá, že různé kategorie dopadu jsou různými provozy různě zasaženy a žádná kategorie dopadu nemůže sloužit jako univerzální indikátor – jako se to občas děje u uhlíkové stopy.

Může nás zajímat, která kategorie dopadu představuje největší podíl environmentální škody. Jaká z nich má největší „nebezpečnost“. Pro orientační srovnání závažnosti od

své podstaty značně odlišných kategorií dopadu slouží v LCA normalizace. Normalizace převádí výsledky indikátorů kategorií dopadu předepsaným způsobem na bezrozměrné veličiny tím, že vyjádří množství daných emisí jako část celkových emisí dané kategorie dopadu v určitém regionu. Pro naše účely jsme zvolili normalizaci součtem dopadů emisí z 25 států EU. Podíl jednotlivých kategorií dopadu na jejich celkové sumě je znázorněn na obrázku 1. Je z něj vidět, že hlavní podíl na environmentálních dopadech výroby pitné vody v Hrdějovicích má kategorie dopadu globální oteplování (uhlíková stopa). V případě vodárny Homolka nese největší díl environmentálních dopadů acidifikace.



Obr. 1. Suma normalizovaných výsledků indikátorů kategorií dopadu
(logaritmické měřítko se základem 2)

Co se týče porovnávání toxických a ekotoxických účinků emisí souvisejících s výrobou pitné vody byl použit model USEtox [12], který je používán i v metodice ReCiPe. Je to tak zvaná endpointová charakterizační metoda vyjadřující míru potenciálních lokálních dopadů. Hodnoty parametrů kategorií dopadu toxicita a ekotoxicita jsou uvedeny v tabulce 4.

Tabulka 4. Výsledky indikátorů modelu USEtox popisující míru toxicity emisí spojených s výrobou 1m³ pitné vody

	Hrdějovice	Homolka
USETox2008, Ecotoxicity [PAF*m ³ *den]	1,09E-05	5,04E-04
USETox2008, Human toxicity [počet případů]	3,19E-14	1,00E-11

Vzájemné srovnání obou vodárenských provozů jsou stejné i v kategoriích dopadu toxicita a ekotoxicita.

Závěr

Z porovnání dvou rozdílných vodárenských provozů s ohledem na celý jejich životní cyklus vyplývá několik závěrů. Ten, že úpravna vody na Homolce vykazuje vyšší měrné environmentální dopady na 1m³ vyrobené vody je ten poslední významný. Na Homolce se chystá rekonstrukce a k výraznému snížení environmentálních dopadů výroby vody zde brzy dojde. Zajímavé, byť ne překvapivé, je zjištění, že čím je kvalita surové vody vyšší, tím nižší environmentální dopady má úprava vody na vodu pitnou. Je to vcelku logické. V takovém případě se obvykle spotřebuje menší množství elektrické energie, koagulantů i ostatních vstupů. Zajímavé by bylo vyjádřit environmentální dopady úpravy vody nejen k množství upravené vody, ale i k množství odstraněných nežádoucích látek. Tím by pak bylo umožněno porovnávat účinnost různých technologií úpravy vody na základě jejich environmentálních parametrů. Je jasné, že účinnost technologií úpravy vody spočívá především v jejich schopnosti odstraňovat nežádoucí látky. Do budoucna lze však počítat se stále častějším používáním environmentálních kritérií při výběru technologií či při optimalizaci vodárenských provozů. V jiných oblastech výroby se tak již začíná dít i v současnosti.

Poděkování: Autoři práce děkují Ing. Jiřímu Starovi za poskytnutí dat z vodárenského provozu v Hrdějovicích. Práce vznikla s finanční podporou výzkumných záměrů MSM 6046137308 a s podporou Technologické agentury TA02030188.

Literatura

1. Kočí, V., Posuzování životního cyklu - Life Cycle Assessment - LCA. 2009, Chrudim: Ekomonitor. 263.
2. Heijungs, R., et al., Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds. 1992, Leiden: CML, Leiden University.
3. Guinee, J.B., et al., Handbook on life cycle assessment - Operational guide to the ISO standards. Vol. 6. 2002: Kluwer Academic Publishers. 255-255.
4. Goedkoop, M. and R. Spriensma, The Eco-indicator 99 A damage oriented method for LCIA. 2001, Amersfoort: Pré Consultants.
5. SAEFL, Weighting in Ecobalances with the Ecoscarcity Method. Ecofactors 1997. 1998, Swiss Federal Agency for the Environment, Forests and Landscape Bern.
6. Jolliet, O., et al., IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. International Journal of Life Cycle Assessment, 2003. 8(6): p. 324-330.
7. Hauschild, M. and J. Potting, Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. 2004, Danish Environmental Protection Agency: Copenhagen.
8. Potting, J. and M.Z. Hauschild, Spatial differentiation in life cycle impact assessment - A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. International Journal of Life Cycle Assessment, 2006. 11: p. 11-13.
9. Goedkoop, M., et al., ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. 2009: Netherlands.
10. Stara, J., Úpravna vody České Budějovice. SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací, 2010(5/2010).
11. Klimtová, M. and V. Kočí, Posuzování životního cyklu výroby pitné vody ÚV Plzeň. Acta Environmentalica Universitatis Comenianae (Bratislava), 2012. 20(1).
12. Rosenbaum, R.K., et al., USEtox-the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. International Journal of Life Cycle Assessment, 2008. 13(7): p. 532-546