

Skupinový vodovod Víceměřice

Hodnocení zdravotních rizik
uranu z pitné vody

Znalecký posudek

Zadavatel:
MORAVSKÁ VODÁRENSKÁ, a.s.
Tovární 41
772 11 Olomouc

Posudek zpracoval :

MUDr.Bohumil Havel, Větrná 9, 568 02 Svitavy

Tel.: 461 532 921, 602 482 404 E-mail : bohumil.havel@centrum.cz

*Soudní znalec v oboru zdravotnictví, odvětví hygiena se specializací:
hygiena životního prostředí, hodnocení zdravotních rizik*

(jmenován krajským soudem v Hradci Králové dne 5.11.2002 pod č.j. Spr. 2706/2002)

*Držitel osvědčení o autorizaci k hodnocení zdravotních rizik expozice chemickým látkám
v prostředí vydaného Státním zdravotním ústavem Praha dne 5.4.2004 pod č. 008/04.*

Svitavy, červen 2010

Obsah:

I. Zadání a výchozí podklady znaleckého posudku	2
II. Metodika a základní pojmy v hodnocení zdravotních rizik	3
III. Identifikace nebezpečnosti	5
IV. Charakterizace nebezpečnosti – vztah dávky a účinku	9
V. Hodnocení expozice	10
VI. Charakterizace rizika	12
VII. Analýza nejistot	13
VIII. ZÁVĚR.....	14
Příloha - přehled použité a citované literatury:.....	15
Znalecká doložka	16

I. Zadání a výchozí podklady znaleckého posudku

Na základě objednávky provozovatele skupinového vodovodu Víceměřice ze dne 4.6.2010 má být zpracováno hodnocení zdravotních rizik z pitné vody vodovodu s ohledem na obsah uranu, který překračuje zpřísněný limit 15 µg/l, stanovený pro chemickou toxicitu uranu Krajskou hygienickou stanicí.

Hodnocení zdravotních rizik má sloužit jako jeden z podkladů žádosti o individuální určení limitu obsahu uranu podle § 4 odst.6 zákona č. 258/2000 Sb.¹ Úkolem hodnocení rizik je tedy zodpovězení otázky, zda používáním vodovodní vody se zvýšeným obsahem uranu může dojít k ohrožení veřejného zdraví ve smyslu citovaného zákona.

Jako podklad k hodnocení rizika byly zadavatelem poskytnuty údaje o skupinovém vodovodu a výpis výsledků rozborů vody od roku 2008.

Podle těchto podkladů využívá skupinový vodovod Víceměřice dva vrty vybudované v roce 1978. Surová voda je upravována na ÚV Víceměřice, kde se odradonuje provzdušněním a po oxidaci manganistanem draselným se na tlakových pískových filtrech odstraní mangan. Z akumulace je voda čerpána do vodojemu a gravitačně vedena do spotřebišť. Chloruje se roztokem chlornanu sodného.

Skupinový vodovod zásobuje 1101 obyvatel v obcích Víceměřice a Doloplazy s místní částí Poličky. Objem dodávané vody je 158,5 m³/den.

Podle poskytnutého souboru výsledků rozborů vody prováděných akreditovanou laboratoří provozovatele vodovodu dodávaná voda ve spotřební síti kromě vyššího obsahu vápníku a hořčíku vyhovuje hygienickým limitům vyhlášky MZ č. č. 252/2004 Sb.²

Obsah uranu v upravené vodě byl zatím stanoven jen 3 rozbory:

<i>Tab. č. 1 – Obsah uranu v upravené vodě</i>	
<i>Datum odběru</i>	<i>U (µg/l)</i>
12.11.2008	24,4
5.2.2009	21,6
8.10.2009	23,0
<i>Aritm. průměr</i>	23,0

¹Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů

²Vyhláška MZ č.252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů.

Podle sdělení provozovatele vodovodu bude obsah uranu dále sledován měsíčními rozbory k získání ucelené řady výsledků. Předpokládaným řešením je úprava vody.

Hodnocení zdravotních rizik je zpracováno v souladu s obecnými metodickými postupy US EPA a WHO a autorizačními návody AN 14/03 verze 2³ a AN 16/04 verze 2⁴ Státního zdravotního ústavu Praha pro autorizované hodnocení zdravotních rizik dle zákona č. 258/2000 Sb.

Problematika zdravotních rizik z pitné vody spadá do náplně oboru hygieny obecné a komunální. Zpracovatel znaleckého posudku má v tomto oboru nástavbovou atestaci, licenci ČLK k výkonu funkce lektora a vedoucího lékaře a třicetiletou praxi. Je spoluautorem výše zmíněných autorizačních návodů. V současné době zastává funkci vedoucího odboru hygieny obecné a komunální KHS Pardubického kraje.

II. Metodika a základní pojmy v hodnocení zdravotních rizik

Kvalita pitné vody je jedním z nejvýznamnějších faktorů životního prostředí, působících bezprostředně na zdraví člověka. Zdravotní rizika z pitné vody jsou dlouho a poměrně dobře známá a také intenzivně vnímána spotřebitelskou veřejností.

Kromě nejčastějšího rizika přenosu infekčních onemocnění se při používání pitné vody může jednat i o riziko toxického působení některých chemických látek, které se mohou ve vodě vyskytovat buď přirozeně v důsledku skladby horninového podloží a fyzikálně chemických vlastností vody nebo mohou vodu kontaminovat v důsledku činnosti člověka. Zdravotní význam mohou mít i dlouhodobé a významné odchylky od optimálního přívodu minerálních látek pitnou vodou.

Na rozdíl od rizika přenosu infekčních onemocnění, které lze z řady důvodů obtížně kvantifikovat, je většinou možné míru rizika nepříznivého působení chemických látek z pitné vody v konkrétních případech hodnotit a vyjádřit kvantitativně.

Základní metodické postupy hodnocení zdravotních rizik byly vypracovány Americkou agenturou pro ochranu životního prostředí - US EPA⁵ a Světovou zdravotnickou organizací - WHO⁶ a jsou využívány ke zhodnocení závažnosti zdravotního rizika v konkrétních posuzovaných situacích a k následnému řízení rizika, tj. rozhodování o nápravných opatřeních a jejich prioritě.

Mezi **základní metodické podklady** pro hodnocení zdravotních rizik v České republice patří Manuál prevence v lékařské praxi díl VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik, vydaný v roce 2000 Státním zdravotním ústavem Praha a autorizační návody a literatura doporučená ke kurzu a zkoušce odborné způsobilosti v rámci autorizace k hodnocení zdravotních rizik.

Vlastní hodnocení zdravotního rizika obecně zahrnuje čtyři základní kroky :

Prvním krokem je **identifikace nebezpečnosti**, při kterém se zjišťuje, zda a za jakých podmínek může daná látka nepříznivě ovlivnit lidské zdraví. Zdrojem informací jsou toxikologické databáze a odborná literatura, údaje z kasuistik a epidemiologických studií u lidí, experimentů na pokusných zvířatech nebo laboratorních testů.

³Autorizační návod AN/14/03 verze 2 – Autorizující osobou doporučené zdroje informací pro hodnocení zdravotních rizik, SZÚ Praha, 2007

⁴Autorizační návod AN 16/04 – Přehled základních údajů ke sjednocení postupu při hodnocení zdravotních rizik (HRA) v rámci žádostí o povolení užití vody nebo určení mírnějšího hygienického limitu dle § 3 odst.4 resp. § 3a zákona č.258/00 Sb., v platném znění. Obsahuje doporučené referenční hodnoty a další výchozí data k hodnocení zdravotních rizik z pitné vody pro 14 nejčastějších látek včetně uranu.

⁵US EPA – United States Environmental Protection Agency

⁶WHO – World Health Organization

Druhým krokem je **hodnocení vztahu dávky a účinku**, které má objasnit kvantitativní vztah mezi dávkou dané škodliviny a mírou jejího účinku, což je nezbytným předpokladem pro možnost odhadu míry rizika.

U látek, u které nejsou podezřelé z karcinogenních účinků, se předpokládá tzv. prahový účinek. Tento účinek se projeví až po překročení kapacity fyziologických obranných mechanismů v organismu. Lze tedy identifikovat dávku škodlivé látky, která je pro organismus člověka ještě bezpečná a za normálních okolností nevyvolá nepříznivý efekt. Při hodnocení rizika toxických účinků z pitné vody se jako bezpečná podprahová dávka hodnocené látky většinou používá hodnota tolerovatelného denního příjmu – TDI⁷ stanovená WHO, popř. obdobné referenční hodnoty jiných institucí. Odvozují se buď z výsledků epidemiologických studií známých účinků u člověka nebo pomocí pokusů na laboratorních zvířatech s použitím faktorů nejistoty.

U látek podezřelých z karcinogenity u člověka se většinou předpokládá bezprahový účinek. Vychází se přitom z teorie vzniku zhoubného bujení, kdy vyvolávajícím momentem může být jakýkoliv kontakt s karcinogenní látkou. Podle této teorie tedy nelze stanovit ještě bezpečnou dávku a závislost dávky a účinku se vyjadřuje ukazatelem, vyjadřujícím míru karcinogenního potenciálu dané látky.

Třetí etapou standardního postupu hodnocení zdravotních rizik je **hodnocení expozice**. Na základě znalosti dané situace se sestavuje expoziční scénář, tedy představa, jakými cestami a v jaké intenzitě a množství je konkrétní populace exponována dané látce a jaká je její dávka. Cílem je přitom postihnout nejen průměrného jedince z exponované populace, nýbrž i reálně možné případy osob s nejvyšší expozicí a obdrženou dávkou. Za tímto účelem se identifikují nejvíce citlivé podskupiny populace, u kterých předpokládáme vyšší míru expozice nebo zvýšenou vnímavost vůči hodnocenému faktoru, popř. kombinaci obou příčin.

Konečným krokem v odhadu rizika, který shrnuje všechny informace získané v předchozích etapách, je **charakterizace rizika**, kdy se snažíme dospět ke kvantitativnímu vyjádření míry reálného konkrétního zdravotního rizika za dané situace, která může sloužit jako podklad pro rozhodování o opatřeních, tedy pro řízení rizika.

U toxických nekarcinogenních látek je míra rizika většinou vyjádřena pomocí poměru konkrétní zjištěné expozice či dávky k expozici nebo dávce, považované za ještě bezpečnou. Tento poměr se nazývá kvocient nebezpečí. Při hodnotě kvocientu nebezpečí >1 teoreticky hrozí riziko toxického účinku. Při důvodech ke konzervativnímu přístupu k hodnocení rizika doporučuje US EPA jako hraniční hodnotu HQ hodnotu 0,5. Avšak po přechodnou dobu ani mírné překročení hodnoty 1 nepředstavuje závažnou míru rizika.

V případě možného karcinogenního účinku je míra rizika vyjadřovaná matematicky jako celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění, tedy teoretický počet statisticky předpokládaných případů nádorového onemocnění na počet exponovaných osob.

Nezbytnou součástí odhadu rizika je **analýza nejistot** se kterými je každý odhad rizika nevyhnutelně spojen. Jejich přehled a kritický rozbor zkvalitní pochopení a posouzení dané situace a je užitečné jej zohlednit při řízení rizika, tedy rozhodování o významnosti rizika a o přijatých opatřeních.

⁷TDI - Tolerable Daily Intake (tolerovatelný denní příjem stanovený WHO pro látky kontaminující potravu a pitnou vodu). Vyjadřuje denní dávku, kterou může člověk celoživotně požívat bez rizika nepříznivých zdravotních účinků. Je udáván v mg/kg/den. Jeho obdobou pro člověkem úmyslně používané látky v potravinách je akceptovatelný denní příjem – ADI)

III. Identifikace nebezpečnosti

Uran, U, CAS No: 7440-61-1

Použití, chování a výskyt ve vodě

Uran je radioaktivní těžký kov, který se vyskytuje ve všech složkách prostředí. Přírodní uran je směsí třech radionuklidů (^{238}U , ^{235}U a ^{234}U), které podléhají radioaktivnímu rozpadu, při kterém se vyzařují částice α a v některých fázích rozpadu i záření γ a β . Radioaktivní aktivita přírodního uranu závisí na poměru isotopů uranu, které se liší délkou poločasu rozpadu. Rozpadový řetězec uranu zahrnuje i plynný radon, konečným článkem je stabilní ^{206}Pb .

Uran se může přirozeně vyskytovat v pěti oxidačních stavech, z nichž nejběžnější je +6. Hexavalentní uran je nejčastěji vyskytuje v oxidované formě jako uranylový iont UO_2^{2+} , který je nejnestabilnější rozpustnou formou uranu ve vodě [1].

Uran se dostává do prostředí přirozeně zvětráváním a vyluhováním hornin i jako důsledek činnosti člověka v souvislosti s jeho zpracováním a využitím jako jaderného paliva, používáním fosfátových hnojiv získávaných z hornin obsahujících uran, spalováním uhlí, používání škváry při stavbě silnic, využitím ochuzeného uranu ve vojenské technice a municí. Mobilitu uranu v půdě i vodě významně ovlivňuje řada faktorů, jako je oxido-redukční potenciál, pH, sorpční vlastnosti a přítomnost organických i anorganických látek, se kterými může uran vytvářet rozpustné komplexy. V anaerobním prostředí půdy a sedimentů může docházet k redukci rozpustných šestimocných forem uranu na nerozpustné čtyřmocné. Oxidací naopak vznikají rozpustné formy, které mohou být vyluhovány do podzemních vod.

Obsah uranu v podzemních vodách bývá vyšší nežli ve vodách povrchových a může dosahovat hodnot až stovek $\mu\text{g/l}$. Průměrné koncentrace v pitné vodě se udávají z různých států v desetinách až jednotkách $\mu\text{g/l}$.

V ČR eviduje SZÚ Praha na základě dat vložených v letech 2005 – 2009 do informačního systému kvality pitné vody PiVo 9 vodovodů s průměrným obsahem uranu $> 15 \mu\text{g/l}$, zásobujících asi 14 000 osob. Alespoň jeden nález obsahu uranu $> 14,9 \mu\text{g/l}$ byl zaznamenán u 17 vodovodů zásobujících cca 22 000 obyvatel [2].

Příjem a chování v organismu

Z pozitivního množství uranu se u člověka v průměru vstřebává ze zažívacího traktu pouze asi 1 – 2 %. Stupeň absorpce však závisí na řadě faktorů a může být i podstatně vyšší. Více se vstřebávají rozpustné formy uranu, vyšší je vstřebávání z vody ve srovnání s potravou, v pokusech u zvířat byla zjištěna 2x vyšší absorpce u mláďat. U uranu vázaného v organických komplexech při nízké expozici naznačují výsledky studií podstatně vyšší stupeň absorpce 20 – 31 % [3].

Významné jsou mezidruhové rozdíly. U primátů byla zjištěna absorpce 7 x vyšší, nežli u hlodavců, což může vést k podhodnocení toxicity u člověka, pokud se vychází z výsledků experimentů u potkanů [3].

Rozpustné sloučeniny uranu mohou vstoupit do organismu i dermální cestou, což bylo prokázáno experimentálně u zvířat. Za normálních podmínek u neporaněné kůže a reálné době kontaktu a koncentraci uranu v pitné vodě se však tato expozice podle provedených experimentů jeví jako nevýznamná [4].

Absorbovaný uran v krvi vytváří komplexy s bikarbonátem a citráty nebo je vázán na erythrocyty a proteiny plasmy. Z krve je rychle odstraňován a kumuluje se v ledvinách a kostech. Skelet je hlavní místem depozice uranu v organismu, uranylový iont zde nahrazuje kalcium v hydroxyapatitových komplexech. Uran snadno přechází přes placentu

Z organismu je vylučován močí a stolicí, celkový poločas eliminace uranu při normálním denním příjmu se u člověka odhaduje na 180 – 360 dní. Vhodným indikátorem expozice uranu je jeho koncentrace v krvi a moči.

Celkový průměrný příjem uranu je v různých zemích odhadován v rozmezí 1 – 5 µg/den [5]. Vyšší úroveň příjmu se odhaduje v okolí uranových dolů a zařízení na jeho zpracování a zejména v oblastech s vyšší koncentrací uranu v pitné vodě.

Příjem uranu inhalací z ovzduší se považuje za zanedbatelný pod 2 % dietárního příjmu. Do potravního řetězce člověka vstupuje uran prostřednictvím rostlinných i živočišných produktů.

Úroveň dietárního příjmu uranu je na základě studií z různých zemí odhadována v rozmezí 1 – 4 µg/den. Hlavní podíl tvoří brambory, zelenina, cereálie, mořské plody a vnitřnosti. Údaje o příjmu uranu rostlinami z půdy se různí, zřejmě závisí na řadě místních podmínek, může se uplatňovat i koncentrace uranu ve vodě k používané k zalévání. Všeobecně se však uvádí, že obsah uranu je nejvyšší ve vnější slupce kořenových plodů a tudíž očištěním a oloupáním se většina až celý obsah uranu v rostlině odstraní [6].

Podíl pitné vody na celkovém příjmu uranu je uváděn v rozsahu 10 – 90 %, závisí na obsahu uranu v pitné vodě, přičemž v oblastech s vysokou koncentrací je dominantní.

Toxicita

Kritickým nejcitlivějším orgánem při subchronické nebo chronické expozici uranu u pokusných zvířat i u člověka jsou ledviny, kde dochází k poškození epitelu proximálních vinutých kanálků. Změny jsou reverzibilní, avšak nově vznikající epitelové buňky jsou morfologicky a možná i funkčně odlišné od původních [1].

Mechanismus účinku na funkci proximálních tubulů se vysvětluje vazbou uranu na buněčné proteiny ve stěně tubulů a narušením aktivního transportu přes buněčnou membránu kompeticí s hořčíkem a vápníkem na vazebných místech ATP [6].

Expozice uranu vyvolává u pokusných zvířat i účinky hepatotoxické, nefrotoxické a příznaky reprodukční a vývojové toxicity, avšak až při vyšších dávkách.

Nefrotoxický účinek uranu při expozici z pitné vody byl popsán i v několika epidemiologických studiích u lidské populace. Starší 3 kanadské studie (Moss et al., 1983; Mao et al. 1995; Zamorra et al., 1998) mají řadu metodologických slabín a nelze je považovat za průkazné. Nicméně nejsou v rozporu s výsledky experimentů u pokusných zvířat, neboť popisují u osob exponovaných zvýšeným koncentracím uranu v pitné vodě subklinické známky narušení epitelu proximálních tubulů v podobě zvýšeného obsahu β_2 -mikroglobulinu, glukózy a některých enzymů v moči (γ -glutamyl transferáza, alkalická fosfatáza), což indikuje poruchu resorpční funkce proximálního tubulu a cytotoxický účinek.

Metodologicky kvalitnější jsou novější studie ze severního Finska u uživatelů vody ze studní s vyšším obsahem uranu. Pozitivní korelace byla nalezena mezi příjmem uranu a zvýšeným vylučováním vápníku, fosforu a glukózy močí, indikující sníženou reabsorpci v proximálních ledvinných tubulech. Korelace k expozici uranu byla též nalezena pro mírně zvýšený diastolický a systolický krevní tlak. Známky cytotoxického poškození ledvin nebyly zjištěny ani při relativně vysoké expozici [7,8].

K neurčitým závěrům dospěla i nejnovější švédská studie u uživatelů studní se zvýšeným obsahem uranu ve vodě (medián 6,7 µg/l, 5% > 100 µg/l). Nalezla silný vztah mezi obsahem uranu v moči a jeho koncentrací v pitné vodě, ale žádné známky nefrotoxicity ve srovnání s kontrolní skupinou. Určitý náznak ovlivnění resorpční funkce ledvin byl zjištěn pouze při použití obsahu uranu v moči jako indikátoru expozice [9].

Klinický význam zjištěných příznaků není známý. Prahová dávka ani dávka, která by u člověka způsobovala klinické příznaky nefrotoxického poškození, též není známa. I když se jedná pouze o funkční změny ještě v rámci fyziologického rozmezí, vykazují vztah závislosti dávky a účinku a nelze vyloučit jejich progresi u citlivé části populace.

Mezi populaci se zvýšenou citlivostí k nefrotoxickému účinku uranu je třeba zařadit děti, zejména novorozence a kojence. U mláďat pokusných zvířat byla zjištěna zvýšená absorpce uranu, která se vysvětluje vyšší permeabilitou střevní sliznice, umožňující pasáž makromolekul z mateřského mléka, důležitých pro imunitu.

Ve vazbě na transferin a další proteiny může uran snadno přecházet přes placentární bariéru. Absorpce železa a dalších těžkých kovů se zvyšuje v období laktace.

Ačkoliv nejsou známa specifická data o účinku uranu u lidí trpících chorobami ledvin, nelze vyloučit, že expozice uranu je potenciálním rizikem např. u diabetiků nebo hypertoniků, u kterých lze předpokládat zvýšenou citlivost vůči nefrotoxickým látkám.

V experimentech na zvířatech byl zjištěn účinek uranu na kostní metabolismus. V roce 2005 byla publikována studie studující tento účinek u uživatelů studní s vyšším obsahem uranu ve Finsku. U mužů byly zjištěny biochemické známky zvýšené přeměny kostní tkáně. U žen tento efekt zjištěn nebyl, což je možné vysvětlit překrytím silnějšími vlivy např. hormonální povahy. Tato studie naznačila, že kromě ledvin může být cílovým orgánem chemické toxicity uranu i kostní tkáň. Za pravděpodobný mechanismus tohoto účinku autoři považují přímý lokální účinek akumulovaného uranu v kostní tkáni, popsany i v experimentech u zvířat [10].

Genotoxicita⁸ a karcinogenita

Genotoxický a karcinogenní účinek uranu je převážně přisuzován jeho radioaktivitě. Byl prokázán v experimentech u zvířat, avšak nikoliv při perorální expozici. Uran emituje především alfa částice a jen malé množství gama záření. Zevní expozice proto není považována za významnou. K dosažení významné radiační dávky v kostní tkáni by vedla úroveň expozice uranu vysoce převyšující dávky vedoucí k poškození ledvin v důsledku chemické toxicity uranu. Epidemiologické studie u profesionálně exponovaných pracovníků prokázaly vztah k výskytu karcinomu plic, který je vysvětlován účinkem radonu a jeho dceřiných rozpadových prvků.

Na základě současných poznatků se proto jednoznačně předpokládá, že genotoxický a karcinogenní účinek uranu je spojený s vyšší úrovní expozice, nežli jeho nefrotoxický účinek v důsledku chemické toxicity [3,11].

Doporučený limit WHO pro pitnou vodu

Původní doporučená limitní koncentrace uranu v pitné vodě 140 µg/l z roku 1993 byla založena na radioaktivitě uranu. Na základě poznatků o chemické toxicitě uranu WHO v roce 1998 publikovala prozatímní doporučenou koncentraci 2 µg/l. Podkladem byla hodnota tolerovatelného denního příjmu TDI 0,6 µg/kg/den stanovená na základě dávky LOAEL 0,06 mg/kg/den ze subchronické studie Gilmana a kol. z roku 1998. Při odvození směrnice koncentrace se počítalo s 10 % čerpáním TDI z pitné vody a spotřebou 2 l vody denně u dospělé osoby o hmotnosti 60 kg.

Ve 3.vydání Doporučení pro kvalitu pitné vody v roce WHO sice opět vychází ze stejné hodnoty TDI 0,6 µg/kg/den, ale na základě údajů o nízkém příjmu uranu z potravy počítá a alokací 80 % TDI z pitné vody. Tím byla směrnice koncentrace uranu v pitné vodě zvýšena na 15 µg/l. Tuto hodnotu dle WHO podporují i výsledky epidemiologických studií.

Nicméně WHO tuto hodnotu nadále považuje za prozatímní z důvodu její obtížné dosažitelnosti současnými technologiemi úpravy vody, neúplných znalostí zdravotních účinků uranu a potřeby dalších analytických epidemiologických studií. Není známá prahová dávka účinku ani klinický význam zjištěných změn funkce ledvin.

⁸Genotoxický účinek – poškození struktury deoxyribonukleové kyseliny (DNA), vedoucí ke změně genetické informace

WHO dále podotýká, že s přihlédnutím k nejistotě klinického významu příznaků ovlivnění funkce ledvin, zjištěných v epidemiologických studiích, může představovat ochranu před nefrotoxickým účinkem uranu i vyšší limitní koncentrace v pitné vodě až do 30 µg/l [1].

Přijaté limity

Vyhláška MZ č.252/2004 Sb. stejně jako Směrnice Rady č.98/83/ES⁹ limitní koncentraci pro uran z hlediska jeho chemické toxicity nestanoví.

Vyhláška SÚJB č.307/2002 Sb., uvádí směrnou hodnotu celkové koncentrace alfa 0,2 Bq/l, která může teoreticky odpovídat obsahu přírodního uranu až 8 µg/l. Teprve při překročení této směrné hodnoty se provádí stanovení jednotlivých radionuklidů (včetně ²³⁴U a ²³⁸U), pro které jsou stanoveny mezní hodnoty, při jejichž překročení se voda nesmí dodávat. Pro každý z radionuklidů uranu je stanovena mezní hodnota objemové aktivity(12 Bq/l), což znamená, že z radiologického hlediska lze tolerovat koncentrace uranu až 900 µg/l (!). Citovaná vyhláška si je však tohoto rozporu vědoma a u tabulky s mezními hodnotami upozorňuje, že „v tabulce uvedené mezní hodnoty nezohledňují chemickou toxicitu uranu, která musí být posouzena zvlášť“. V praxi jsou v rámci kontrolních rozborů podle vyhlášky č.307/2002 Sb., zachyceny koncentrace uranu v pitné vodě veřejných vodovodů prakticky od cca 4 µg/l, neboť na celkové koncentraci alfa 0,2 Bq/l se vedle uranu podílejí i další prvky včetně radonu.

Nové poznatky o chemické toxicitě uranu projevující se při chronické expozici z pitné vody se v řadě zemí promítly do razantního snížení referenčních hodnot a limitů.

V USA byla v roce 2000 přijata limitní koncentrace (MCL¹⁰) uranu v pitné vodě 30 µg/l. Důvodem přijetí vyšší hodnoty, nežli byl původní návrh 20 µg/l, byly výsledky cost-benefit analýzy. Dle US EPA je tento limit ještě dostatečnou ochranou před postižením ledvin.

Jako žádoucí cílová hodnota, která zaručuje adekvátní stupeň ochrany zdraví (MCLG¹¹), je pro uran v USA doporučena stejně jako u jiných látek podezřelých z karcinogenity (v důsledku radioaktivity uranu), nulová koncentrace.

Úřad pro hodnocení zdravotních rizik z prostředí (Office of Environmental Health Hazard Assessment - OEHHA) kalifornské EPA revidoval v roce 2001 tzv. Public Health Goal (což je doporučená cílová hodnota stanovená pouze na základě hodnocení zdravotního rizika bez zohlednění ekonomických či technických argumentů), pro uran v pitné vodě. Výsledná hodnota 0,5 µg/l je sice odvozena na základě radiačního rizika, avšak dle autorů ji podporuje i vyhodnocení rizika nefrotoxického nekarcinogenního účinku na základě experimentální studie Gilmana et al. a na základě malé epidemiologické studie Health Canada v Kitigan Zibi (město v Quebecu) v roce 1998 [11].

V Kanadě bylo na základě poznatků o chemické toxicitě uranu v roce 1999 navrženo snížení původního limitu 100 µg/l na 10 µg/l. Na základě vyhodnocení nákladů na zavedení a splnění tohoto limitu byla nakonec přijata prozatímní maximální koncentrace 20 µg/l.

Ve Švédsku byla v roce 2005 navržena na základě epidemiologických studií intervenční úroveň obsahu uranu v pitné vodě koncentrace 15 µg/l [12].

V Německu byla jako bezpečná hodnota pro celoživotní příjem stanovena koncentrace uranu v pitné vodě 10 µg/l. Překročení je možné do hodnoty 20 µg/l na dobu nejvýše 10 let. Hodnotou vyžadující okamžité opatření je koncentrace 20 µg/l [2].

⁹Směrnice Rady č.98/83/ES - Směrnice Rady Evropského společenství z roku 1998 o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu.

¹⁰MCL (Maximum Contaminant Level) - Nejvyšší přípustná koncentrace kontaminujících látek v pitné vodě.

¹¹MCLG (Maximum Contaminant Level Goal) – Cílová žádoucí koncentrace kontaminujících látek v pitné vodě, zaručující adekvátní ochranu zdraví. U látek s podezřením na karcinogenní bezprahový účinek je vždy nulová.

IV. Charakterizace nebezpečnosti – vztah dávky a účinku

WHO – tolerovatelný denní příjem TDI

WHO stanovila v roce 2003 pro chemickou toxicitu uranu tolerovatelný denní příjem TDI 0,6 µg/kg/den. Podkladem byla subchronické studie Gilmana a kol. z roku 1998, ve které byl potkanům po dobu 91 dní podáván uran v pitné vodě. Kritickým účinkem byly degenerativní změny proximálních tubulů ledvin při dávce LOAEL¹² 0,06 mg/kg/den. Dávka NOAEL¹³ v tomto experimentu zjištěna nebyla [13].

Ke stanovení TDI z dávky LOAEL byl aplikován faktor nejistoty 100 pro extrapolaci ze zvířete na člověka a pro rozdíly v citlivosti v rámci lidské populace. Nepoužití obvyklého faktoru nejistoty pro použití LOAEL místo NOAEL je odůvodněno minimální závažností zjištěného účinku. Pro subchronickou délku studie též nebyl použit faktor nejistoty s odůvodněním, že poločas vyloučení uranu v ledvinách je 15 dní a není důkaz o zvýšení závažnosti nefrotoxického účinku s délkou expozice [1].

US EPA - referenční dávka pro orální expozici (RfDo¹⁴)

US EPA sice ještě v databázi IRIS¹⁵ uvádí původní referenční orální dávku pro rozpustné soli uranu ve výši 0,003 mg/kg/den, avšak tato hodnota byla odvozena ze studie na pokusných zvířatech z roku 1949, kde byly použity vysoké dávky uranu [14].

Výběr referenční hodnoty a zdůvodnění:

Jako referenční hodnota pro kvantitativní hodnocení rizika toxických účinků uranu při expozici z pitné vody je v souladu s autorizačním návodem SZÚ AN 16/04 verze 2 použit TDI 0,6 µg/kg/den odvozený v roce 2003 WHO pro účely stanovení doporučeného limitu koncentrace uranu v pitné vodě.

Populační skupiny se zvýšenou citlivostí :

Za více citlivé populační skupiny je při perorálním příjmu uranu pitnou vodou třeba považovat v první řadě novorozence a kojence z důvodu vyšší prostupnosti střevní sliznice a snadného přechodu uranu v bílkovinném komplexu přes placentární bariéru. Z tohoto důvodu jsou rizikovou skupinou i těhotné ženy. Děti je možné považovat za více exponovanou populační skupinu i z důvodu relativně vyššího příjmu vody vzhledem k tělesné hmotnosti.

¹²LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) Nejnížší dávka, při které je již pozorován nepříznivý zdravotní účinek na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou.

¹³NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) Nejvyšší dávka, při které ještě není na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou pozorován žádný nepříznivý zdravotní účinek.

¹⁴Referenční dávka pro orální příjem (RfDo) - Průměrná denní dávka dané látky, která pravděpodobně nevyvolá při dlouhodobém příjmu ani u citlivých populačních skupin nepříznivé zdravotní účinky. Přesnost odhadu této dávky je přibližně v rozsahu jednoho řádu. Je udávána v mg/kg/den. Je obdobou ADI nebo TDI WHO.

¹⁵IRIS (Integrated Risk Information System) - Databáze US EPA obsahující referenční hodnoty pro toxický i karcinogenní účinek chemických látek, u kterých bylo dosaženo shody odborníků US EPA.

V. Hodnocení expozice

Expoziční scénář : používání pitné vody z veřejného vodovodu

Pro kvantitativní hodnocení expozice se v rámci zvoleného expozičního scénáře provádí výpočet průměrné denní dávky ADD (Average Daily Dose) pro látky s prahovým toxickým účinkem a průměrné celoživotní denní dávky LADD (Lifetime Average Daily Dose) pro látky s předpokládaným genotoxickým bezprahovým karcinogenním účinkem. U uranu se jednoznačně předpokládá, že genotoxický a karcinogenní účinek je vyvolán vyšší úrovní expozice, nežli jeho nefrotoxický účinek v důsledku chemické toxicity. Je proto hodnoceno riziko prahových toxických účinků.

Dermální cesta expozice při mytí není podle existujících podkladů za normálních podmínek u neporaněné kůže a reálné době kontaktu a koncentraci uranu v pitné vodě významná. Je proto hodnocena pouze perorální expozice. O dietárním příjmu uranu u české populace nejsou k dispozici žádné údaje. Podle zahraničních studií je odhadován v rozmezí 1 – 4 µg/den.

Jako koncentrace uranu v pitné vodě je použita průměrná koncentrace v upravené vodě ze 3 provedených rozborů, tj. 23 µg/l.

Je zde třeba připomenout, že předpokládané riziko uranu z pitné vody, pro které je možné provést kvantitativní hodnocení, spočívá v chronickém neurotoxickém účinku, ke kterému může dojít teprve delší expozici. Případné ojedinělé nálezy vyšší koncentrace proto při zachování použité hodnoty dlouhodobé průměrné koncentrace nemají na hodnocení rizika vliv.

Za více citlivé populační skupiny je možné z výše uvedených důvodů považovat kojence, malé děti a těhotné ženy. Výpočet denní průměrné dávky je proto dále proveden pro tyto věkové populační skupiny exponovaných:

- a) kojenci do 6 měsíců věku s relativně nejvyšším příjmem vody ve vztahu k tělesné hmotnosti pro hypotetický případ použití vodovodní vody k přípravě umělé mléčné stravy
- b) kojenci ve věku 6-12 měsíců
- c) děti ve věku 1-3 roky se stále relativně vysokým příjmem vody
- d) starší děti pro stanovení horní hranice rizika
- e) ženy ve fertilním věku
- f) dospělá populace

Pro výpočet průměrné denní dávky je použit klasický vzorec dle metodiky US EPA:

$$ADD_0 = CW \times IR \times EF \times ED / BW \times AT$$

CW (Concentration Water) - koncentrace látky ve vodě v mg/l

IR (Intake Rate) - množství požití vody v l/den

EF (Exposure Frequency) - frekvence expozice ve dnech za rok

ED (Exposure Duration) - trvání expozice v letech

BW (Body Weight) - tělesná hmotnost v kg

AT (Averaging Time) – doba ve dnech, na kterou expozici průměrujeme

Jako IR byly použity hodnoty doporučené v autorizačním návodu SZÚ Praha 16/04 verze 2, jejich podkladem byly poslední materiály US EPA, které vycházejí z výsledků studie provedené Ministerstvem zemědělství USA v letech 1994 - 1996 a 1998 u reprezentativního vzorku populace USA [17] a z průzkumu individuální spotřeby potravin v ČR, provedené SZÚ Praha v roce 2006 [18]. U věkové skupiny dětí 1-3 roky představují 95.percentil zjištěné spotřeby vody, u ostatních skupin populace jde o 90.percentil.

Průměrná tělesná hmotnost u dětí byla stanovena z výsledků V. celostátního antropologického výzkumu dětí a mládeže v ČR v roce 2001 [19]. Byl použit aritmetický průměr zjištěných hodnot za dané věkové období a byly zprůměrovány hodnoty pro chlapce a dívky. Průměrnou tělesnou hmotnost 66 kg uvádí pro ženy ve fertilním věku 15 – 44 let US EPA [17].

Konkrétní expoziční parametry použité k výpočtu průměrné denní dávky jsou uvedeny v tabulce č.2, výsledné hodnoty průměrné denní dávky jsou uvedeny v tabulce č.3.

Tab. č. 2 - Použité expoziční parametry:	
<i>Průměrná koncentrace uranu ve vodě</i>	23,0 µg/l
<i>IR (množství požitá vody) - kojeneček</i>	1,0 l/den
<i>IR – dítě 1 – 3 roky</i>	0,9 l/den
<i>IR – dítě 4 – 10 let</i>	1,2 l/den
<i>IR – dítě 11 – 14let</i>	1,4 l/den
<i>IR – mládež 15 – 19 let</i>	1,7 l/den
<i>IR – dospělí</i>	2,0 l/den
<i>BW (tělesná hmotnost) – kojeneček do 6 měsíců</i>	5,70 kg
<i>BW - kojeneček 6 - 12 měsíců</i>	8,80 kg
<i>BW – dítě 1 - 3 roky</i>	12,60 kg
<i>BW – dítě 4 - 6 let</i>	19,50 kg
<i>BW – dítě 7 - 10 let</i>	29,90 kg
<i>BW – dítě 11 – 14 let</i>	44,5 kg
<i>BW – mládež 15 – 19 let</i>	63,4 kg
<i>BW – ženy ve fertilním věku 15-44 let</i>	66 kg
<i>BW - dospělí</i>	70 kg
<i>EF (frekvence expozice)</i>	350 dní/rok*
<i>EF – kojenci</i>	365 dní/rok
<i>ED (trvání expozice) – nekarcinogenní riziko</i>	1 rok**
<i>AT - doba pro kterou se expozice průměruje</i>	365 dní (365x1)

* předpokládá se 15 denní pobyt v roce mimo bydliště

** počítá se momentální riziko pro populaci v daném věku, respektive pro období 1 rok

Kromě příjmu z vody je současně vzat do úvahy i orientační odhad příjmu uranu dietární cestou v hodnotě 4 µg/den podle horní hranice údajů zahraničních studií.

Tab.č. 3 - Průměrná denní dávka uranu (µg/kg/den)		
<i>Věková skupina</i>	<i>Pitná voda</i>	<i>Potrava</i>
<i>Kojenci do 6 měsíců</i>	4,04	?
<i>Kojenci 6-12měsíců</i>	2,61	?
<i>Děti 1-3 roky</i>	1,58	0,32
<i>Děti 4-6 let</i>	1,36	0,21
<i>Děti 7-10 let</i>	0,89	0,13
<i>Děti 11-14 let</i>	0,69	0,09
<i>Mládež 15-19 let</i>	0,59	0,06
<i>Těhotné ženy</i>	0,67	0,06
<i>Dospělí</i>	0,54	0,06

VI. Charakterizace rizika

Ke kvantitativnímu vyjádření míry zdravotního rizika prahového toxického nebo negenotoxického karcinogenního účinku různých látek se používá kvocient nebezpečí HQ (Hazard Quotient), vypočtený obecně vydělením odhadované denní průměrné dávky ještě bezpečnou dávkou, která pravděpodobně ani při celoživotním příjmu nevyvolá nepříznivé zdravotní účinky. Tuto dávku označuje WHO jako tolerovatelný denní příjem TDI (Tolerable Daily Intake), US EPA ji nazývá referenční dávkou pro orální příjem RfD_o.

$$HQ = \frac{ADD_o}{TDI (RfD)}$$

U směsi látek s podobným systémovým účinkem, kdy předpokládáme aditivní působení, se hodnotí index nebezpečí HI (Hazard Index), získaný součtem HQ jednotlivých látek.

Jako referenční hodnota pro výpočet kvocientu nebezpečí uranu je podle aktualizovaného autorizačního návodu SZÚ AN 16/04 verze 2 použit tolerovatelný denní příjem TDI 0,6 µg/kg/den odvozený v roce 2003 WHO.

Pokud HQ dosahuje hodnoty menší než 1, neočekává se žádné významné riziko toxických účinků. Při důvodech ke konzervativnímu přístupu k hodnocení rizika doporučuje US EPA jako hraniční hodnotu HQ hodnotu 0,5. U expozice uranu z pitné vody se jedná o účinky, které nebyly zcela jednoznačně prokázány a jejichž klinický význam není jasný. Nejsou tedy další zvláštní důvody ke konzervativnímu přístupu při hodnocení rizika.

Vypočtené hodnoty kvocientu nebezpečí uranu z pitné vody skupinového vodovodu Víceměřice jsou uvedeny v tabulce č. 4.

Tab. č. 4 - Kvocient nebezpečí pro příjem uranu z pitné vody a potravy			
Věková skupina	Pitná voda	Potrava	Celkem
<i>Kojenci do 3 měsíců</i>	6,7	?	6,7
<i>Kojenci 6-12 měsíců</i>	4,4	?	4,4
<i>Děti 1-3 roky</i>	2,6	0,5	3,1
<i>Děti 4-6 let</i>	2,3	0,4	2,7
<i>Děti 7-10 let</i>	1,5	0,2	1,7
<i>Děti 11-14 let</i>	1,2	0,2	1,4
<i>Mládež 15-19 let</i>	1,0	0,1	1,1
<i>Těhotné ženy</i>	1,1	0,1	1,2
<i>Dospělí</i>	0,9	0,1	1,0

Vypočtená hodnota HQ potvrzuje riziko toxických účinků uranu z pitné vody především u kojenců a malých dětí. Vyloučit však toto riziko nelze ani u starší dětské populace a u těhotných žen. Je zde tedy jednoznačně indikováno omezení spotřeby vody k pití u nejvíce ohrožených skupin populace a neprodlené zahájení realizace opatření k zajištění snížení obsahu uranu v dodávané vodě.

VII. Analýza nejistot

Každé hodnocení zdravotního rizika je nevyhnutelně spojeno s určitými nejistotami, danými použitými daty, expozičními faktory, odhady chování exponované populace apod. Proto je jednou z neopominutelných součástí odhadu rizika i popis a analýza nejistot, které jsou s hodnocením spojeny a kterých si je zpracovatel vědomý.

V daném případě hodnocení rizika uranu z pitné vody je významná míra nejistoty daná již výchozími daty o obsahu uranu ve vodě a expozici uživatelů vody. Zejména jsou však nejistotou zatíženy současné znalosti o chemické toxicitě uranu a o dietárním příjmu uranu u české populace. Jde tedy zejména o tyto oblasti:

1. Použité expoziční parametry

Obsah uranu ve vodě je dokladován pouze 3 rozbory. Ty sice poskytují konzistentní výsledky, nicméně spolehlivým podkladem bude až delší řada pravidelných rozborů. Vzhledem k tomu, že riziko uranu z pitné vody spočívá v chronických účincích, ke kterým může dojít teprve po delší expozici, nemění případné ojedinělé nálezy vyšší koncentrace závěry hodnocení rizika při zachování dlouhodobé průměrné koncentrace do 23 µg/l.

Nevyhnutelným zdrojem nejistoty při odhadu expozice jsou použité údaje o spotřebě pitné vody. Byly zde použity hodnoty představující cca 90. – 95. percentil pravděpodobného rozmezí celkové spotřeby pitné vody u průměrné populace. Relativně spolehlivé jsou hodnoty průměrné tělesné váhy u dětí, které jsou převzaty z posledních výsledků celostátního antropologického výzkumu dětí a mládeže.

Významným zdrojem nejistoty je spolehlivost údajů o dietárním příjmu uranu ze zahraničních údajů. Byl sice použit horní odhad těchto hodnot, avšak významné rozdíly mohou být u věkových skupin zejména u dětí.

2. Použité referenční hodnoty

Tolerovatelný denní příjem odvozený WHO představuje jedinou referenční hodnotu, která je v současné době k dispozici. Je ovšem odvozen ze starší subchronické studie u potkanů a neposkytuje proto spolehlivý údaj pro lidskou populaci.

Spolehlivou informaci neposkytují ani epidemiologické studie u uživatelů vody se zvýšeným obsahem uranu, které sice indikují možnost nepříznivých účinků dlouhodobé expozice, avšak nejasný zůstává klinický význam nalezených biochemických ukazatelů ovlivnění tubulární funkce ledvin, případně kostního metabolismu.

Důvodem k aplikaci principu předběžné opatrnosti je v daném případě zejména otázka plné reverzibility funkčních změn a jejich význam pro citlivou část populace. Z tohoto pohledu představuje i současný zpřísněný limit 15 µg/l určitý kompromis a za vyhovující dlouhodobý stav je možné považovat (s výjimkou kojenců) hodnoty do 10 µg/l.

VIII. ZÁVĚR

Z provedeného hodnocení zdravotního rizika zvýšeného obsahu uranu ve vodě skupinového vodovodu Víceměřice vyplývají tyto hlavní závěry:

1. Vyšší obsah uranu představuje významné riziko nepříznivých zdravotních účinků při použití vody k přípravě umělé kojenecké stravy a při spotřebě této vody jako pitné u dětí předškolního věku.
2. Mírně zvýšené riziko nelze vyloučit při dlouhodobé expozici ani u starší dětské populace a u těhotných žen.
3. Je proto jednoznačně indikováno zahájení realizace opatření ke snížení koncentrace uranu v dodávané vodě v ideálním případě pod 10 µg/l.
4. V případě dočasného stanovení mírnějšího limitu v úrovni současných hodnot, tedy cca 23 µg/l průměrné koncentrace, doporučuji důslednou informaci spotřebitelů o tom, že vodu nelze využívat k přípravě kojenecké stravy a že je vhodné omezení její přímé spotřeby k pití u dětí zejména předškolního věku a u těhotných žen.

Tento znalecký posudek nesmí být bez písemného souhlasu zpracovatele reprodukován jinak než celý. Na souhlas zpracovatele je vázáno i další využití znaleckého posudku nad rámec původního určení nebo jeho předání třetí osobě.

Ve Svitavách 14.6.2010

MUDr.Bohumil Havel
Soudní znalec v oboru zdravotnictví, odvětví hygiena se specializací
hygiena životního prostředí, hodnocení zdravotních rizik
jmenovaný rozhodnutím krajského soudu v Hradci Králové
ze dne 5.11.2002 č.j. Spr. 2706/2002

Příloha - přehled použité a citované literatury:

1. WHO: *Uranium in Drinking-water, Background dokument for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*, 2005.
2. Jeligová H. (SZÚ): *Podklad pro hodnocení zdravotního rizika uranu v pitné vodě*, 2009
3. University of New Mexico/New Mexico Environment Department: *Recommendations for a Uranium Health-Based Ground Water Standard*, 2003.
4. Petitot F., Freon S., Moreels A.M., Clara M., Delissen O., Tournalonias E., Dhieux B., Mubert C., Paquet F.: *Incorporation and distribution of uranium in rats after a contamination on intact or wounded skin*, *Health Phys.* 2007 92(5):464-74
5. Galletti M., Annibale L.D., Pinto V., Cremisini C.: *Uranium daily intake and urinary excretion: A preliminary study in Italy*, *Health Phys.* 85(2),2003, pp.228-235.
6. ATSDR, Division of Toxicology: *Toxicological Profile for Uranium*, Atlanta GA, 1999.
7. Kurttio P., Auvinen A., Salonen L., Saha H., Pekkanen J., et al.: *Renal effects of uranium in drinking water*, *Environ Health Perspect* 2002, 110:337-342
8. Kurttio P., Harmoinen H., Saha H., Salonen L., Karpas Z., Komulainen H., Auvinen A.: *Kidney toxicity of ingested uranium from drinking water*, *Am J of Kidney Disease* 2006, 47(6):972-982
9. Seldén A.I.,Lundholm C., Edmund B., Högdahl C., Ek B.M., Bergström B.E., Ohlson C.G.: *Nephrotoxicity of uranium in drinking water from private drilled wells*, *Environ Res* 2009, 109(4): 972-982
10. Kurttio P., Komulainen H., Aila L., Salonen L., Auvinen A., Saha H.: *Bone as a Possible Target of Chemical Toxicity of Natural Uranium in Drinking Water*, *Environ Health Perspect* 2005, 113(1):68-72
11. Kalifornia EPA, Office of Environmental Health Hazard Assessment: *Public Health Goal for Uranium in Drinking Water*, 2001.
12. Svensson K., Darnerud P.O., Skerfving S.: *A Risk Assessment of Uranium in Drinking Water*, *Livsmedelsverkets rapport nr 10/2005*.
13. Gilman A.P., et al.: *Uranyl nitrate: 28-day and 91-day toxicity studies in the Sprague-Dawley rat*. *Tox Science* 1998 (41):117-128
14. U.S.EPA: *Data base IRIS /Integrated Risk Information System , Office of Research and Development, National Center for Enviromental Assessment U.S.EPA, internetový zdroj*.
15. Havel B., Kožíšek F.: *Podklad pro hodnocení zdravotního rizika uranu v pitné vodě*, 2004
16. Pitter P.: *Hydrochemie*, Vydavatelství VŠCHT Praha 1999
17. U.S.EPA: *Estimated Per Capita Water Ingestion and Body Weight in the United States – An Update*, US EPA, Office of Water , October 2004.
18. Ruprich J., Dofková M.,Řehůrková I., Slamníková E., Resová D.: *Individuální spotřeba potravin – národní studie SISP04, CHPŘ SZÚ v Praze*, 2006
19. Bláha, P. a kol.: *6. celostátní antropologický výzkum dětí a mládeže 2001*, SZÚ, Praha, 2005, ISBN 80-7071-251-1.
20. U.S.EPA : *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A), Interim Final, Office of Emergency and Remedial Response U.S.EPA, Washington, D.C., December 1989*
21. IPCS/WHO: *Enviromental Health Criteria No.210,Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals*, Ženeva, 1999
22. SZÚ Praha: *Manuál prevence v lékařské praxi, díl VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik*, Praha, 2000.

Znalecká doložka

Znalecký posudek jsem podal jako znalec, jmenovaný rozhodnutím krajského soudu v Hradci Králové ze dne 5.11.2002 č.j. Spr. 2706/2002 pro základní obor zdravotnictví, odvětví hygiena se specializací hygiena životního prostředí, hodnocení zdravotních rizik.

Znalecký úkon je zapsán pod pořadovým číslem 319/23/10 znaleckého deníku. Posudek obsahuje celkem 16 stránek včetně této doložky a je zadavateli předán ve dvou vyhotoveních.

Znalečné účtuji podle připojené likvidace podle platných předpisů a dle dohody se zadavatelem.

Podpis znalce:

Svitavy dne 14.6.2010

MUDr.Bohumil Havel