

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA
V PRAZE**

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ



BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Genotoxicita odpadních vod

2018

Bc. Zdenka Matoušková

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

GENOTOXICITA ODPADNÍCH VOD

Bakalářská práce

VEDOUCÍ PRÁCE: prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.

BAKALANT: Bc. Zdenka Matoušková

2018

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Zdenka Matoušková

Územní technická a správní služba

Název práce

Genotoxicita odpadních vod

Název anglicky

Genotoxicity of wastewater

Cíle práce

Cílem bakalářské práce je vypracovat rešerši na téma genotoxické znečištění odpadních vod (OV) se zaměřením na účinnost čistících procesů.

Vzhledem k tomu, že významným zdrojem genotoxicity v OV jsou především OV ze zdravotnických zařízení a OV komunální, bude student v bakalářské práci posuzovat především tyto dva typy OV.

V úvodní části budou charakterizované druhy odpadních vod a jejich možné zdroje genotoxického znečištění. Student podrobně popíše technologie čištění OV. V literární rešerši bude především sledovat změny úrovně genotoxicity v průběhu různých procesů čištění, zejména se zaměřením na 4. stupeň čištění. Část bakalářské práce se bude věnovat metodám stanovení genotoxicity pomocí biotestů.

Na základě zjištěných dat z literární rešerše budou popsána rizika genotoxického znečištění na zdraví člověka a na životní prostředí.

Metodika

1. Genotoxicita a zdroje genotoxicity (obecně)
2. Genotoxické účinky
3. Stanovení genotoxicity pomocí biotestů
4. Složení odpadních vod
5. Metody čištění (obecně)
6. Metody čištění genotoxického znečištění (tzn. 4. stupeň čištění)
7. Posouzení rizik genotoxického znečištění pro životní prostředí a zdraví lidí

Student vypracuje literární rešerši současného stavu poznání k tématu, především se zaměří na vliv procesů čištění na změny úrovně genotoxicity v OV.

Doporučený rozsah práce

cca 30 normovaných stran textu bez příloh

Klíčová slova

mutagenita, komunální odpadní voda, Ames test, test *Allium cepa*, genotoxicita, biotesty

Doporučené zdroje informací

- EU, (2013). Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council amending Directives 200/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. European Union. OJ, L226, 24 August 2013, p. 1-17.
- Ferk F, Misik M, Grummt T, Majer B, Fuerhacker M, Buchmann C et al. (2009). Genotoxic effects of wastewater from an oncological ward. *Mutat Res.*
- Gupta P, Mathur N, Bhatnagar P, Nagar P, Srivastava S (2009). Genotoxicity evaluation of hospital wastewaters. *Ecotoxicol Environ Saf.* 72(7): 1925-1932.
- Jolibois B, Guerbet M (2005). Evaluation of industrial, hospital and domestic wastewater genotoxicity with the Salmonella fluctuation test and the SOS chromotest. *Mutat Res.*
- Jolibois B, Guerbet M (2006a). Hospital Wastewater Genotoxicity. *Ann Occup Hyg.* 50(2): 189-196.
- OECD (1983). Test No. 473: In Vitro Mammalian Chromosomal Aberration Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 4. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, France.
- OECD (1997). Test No. 471: Bacterial Reverse Mutation Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 4. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, France.
- WHO, (2013). In: Chartier Y, et al. editors. World Health Organisation. Safe Management of Wastes from Health-care Activities, 2nd _ ed.
-

Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Konzultant

Mgr. Alena Vlková

Elektronicky schváleno dne 8. 2. 2018

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 21. 2. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 18. 03. 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a jiných informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce.

Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes univerzitní informační systém.

V Praze dne

Ráda bych touto cestou poděkovala za věnovaný čas, odborné konzultace, praktické rady a připomínky při vedení mé bakalářské práce paní Mgr Aleně Vlkové. Dále děkuji své rodině, přátelům a partnerovi za podporu při studiu a psaní této práce.

Abstrakt

Tato bakalářské práce se zabývá tématem genotoxického znečištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení a komunálního odpadu s hlavním zaměřením na účinnost čistících procesů genotoxického znečištění. Bakalářská práce se zabývá technologií čištění odpadních vod a změny úrovně genotoxicity v průběhu procesu čištění dále metodami stanovení genotoxicity pomocí biotestů a na základně zjištěných dat z literatury jsou popsána možná rizika pro lidské zdraví a životní prostředí.

Klíčová slova: Genotoxicita, odpadní vody, zdravotnická zařízení, rizika

Abstract

This bachelor thesis deals with the topic of genotoxic pollution of wastewater from medical facilities and municipal waste with a main focus on the efficiency of cleaning processes of genotoxic pollution. The bachelor thesis deals with wastewater treatment technology and changes in genotoxicity level during the purification process using methods of genotoxicity determination using bioassays and on the basis of the data from the literature the potential risks to human health and the environment are described.

Key words: Genotoxicity, wastewater, medical facilities, risks

Obsah

Úvod	4
1 Metodika a cíle	5
Cíle bakalářské práce	5
2 Genotoxicita a zdroje genotoxicity	6
2.1 Pojem „genotoxicita“	6
2.2 Genotoxické látky jako zdroje genotoxicity.....	6
2.2.1 Mutagenní látky – mutageny.....	6
2.2.2 Karcinogenní látky – karcinogeny	7
2.2.3 Teratogenní látky – teratogeny.....	8
2.3 Genotoxické účinky.....	9
2.3.1 Mutagenní účinky – mutagenita.....	9
2.3.2 Karcinogenní účinky – karcinogenita	9
2.3.3 Teratogenní účinky – teratogenita.....	10
2.4 Genotoxické látky v komunálních / městských odpadních vodách	10
2.5 Genotoxické látky v odpadních vodách ze zdravotnických zařízení	10
3 Stanovení genotoxicity pomocí biotestů.....	12
3.1 Nejvíce používané biotesty ke stanovení genotoxicity	13
3.2 Novější biotesty ke stanovení genotoxicity.....	15
4 Složení odpadních vod.....	18
4.1 Pojem „odpadní vody“	18
4.2 Právní úprava týkající se odpadních vod.....	18
4.3 Druhy odpadních vod	20
4.4 Odpadní vody a jejich složení	23
4.4.1 Základní ukazatele znečištění odpadních vod.....	26
4.4.2 Složení komunálních neboli městských odpadních vod	27

4.4.3	Složení splaškových odpadních vod	28
4.4.4	Složení průmyslových odpadních vod	30
4.4.5	Složení srážkových vod.....	32
4.4.6	Složení balastních vod.....	32
4.4.7	Složení odpadních vod ze zdravotnických zařízení	32
5	Metody čištění odpadních vod.....	37
5.1	Předčištění odpadních vod	38
5.2	Primární mechanické čištění odpadních vod.....	39
5.3	Sekundární biologické čištění odpadních vod.....	39
5.4	Terciární čištění odpadních vod a kalové hospodářství	40
6	Metody čištění genotoxického znečištění odpadních vod	41
6.1	Terciární čištění odpadních vod	41
6.2	Metody čištění odpadních vod ze zdravotnického zařízení	42
6.3	Kalové hospodářství	44
7	Vliv procesu čištění odpadních vod na degradaci léčiv s genotoxickým nebo teratogenním účinkem.....	46
7.1	Eliminace léčiv s genotoxickými nebo teratogenními účinky během břehové filtrace.....	47
7.2	Vliv úpravy pitné vody.....	47
7.3	Výskyt léčiv v pitné a podzemní vodě	48
7.4	Zdravotní rizika a rizika pro životní prostředí	50
8	Posouzení rizik z genotoxicity odpadních vod	51
9	Diskuze	55
	Závěr	58
	Seznam použitých zdrojů.....	59
	Seznam obrázků.....	71
	Seznam tabulek	71

Úvod

Téma „Genotoxicita odpadních vod“ se zabývá problematikou genotoxického znečištění odpadních vod. Vzhledem ke skutečnosti, že významným zdrojem genotoxického znečištění odpadních vod jsou zvláště komunální neboli městské odpadní vody a odpadní vody ze zdravotnických zařízení, je v rámci této bakalářské práce věnována pozornost zvláště těmto typům odpadních vod.

Bakalářská práce je rozdělena do sedmi hlavních kapitol. První kapitola se zabývá genotoxicitou, zdroji a účinky genotoxicity. V jejím rámci je definován samotný pojem „genotoxicita“. S ohledem k tématu bakalářské práce jsou specifikovány genotoxické látky vyskytující se v komunálních neboli městských odpadních vodách a genotoxické látky obsažené v odpadních vodách ze zdravotnických zařízení. Druhá kapitola je deskripce metod sloužících ke stanovení genotoxicity pomocí biotestů. Její součástí jsou jak nejrozšířenější a nejpoužívanější biotesty ke stanovení genotoxicity, tak i novější biotesty určené k tomuto účelu. Třetí kapitola se zabývá vymezením pojmu „odpadní vody“, uvádí právní úpravu týkající se odpadních vod dle českého právního řádu, zmiňuje jednotlivé druhy odpadních vod a v neposlední řadě se věnuje jejich složení, a to z hlediska základních ukazatelů znečištění odpadních vod, přičemž se zaměřuje na složení komunálních odpadních vod a odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Ve čtvrté kapitole jsou uvedeny metody čištění odpadních vod rozdělené do čtyř základních stupňů procesu čištění (tj. předčištění, primární mechanické čištění, sekundární biologické čištění, terciární čištění a kalové hospodářství, jimž je věnována samostatná kapitola – kapitola 5). V šesté kapitole se práce zabývá sledováním vybraných látek v průběhu čistících procesů a poslední sedmá kapitola se týká posouzení rizik genotoxického znečištění z odpadních vod pro životní prostředí a zdraví lidí.

Bakalářská práce je zpracována formou literární rešerše, při níž bylo využito dostupných odborných zdrojů českých i zahraničních, z nichž se jednalo převážně o zdroje literární, periodické, internetové a legislativní.

1 Metodika a cíle

Cíle bakalářské práce

Hlavním cílem bakalářské práce je vypracování literární rešerše s tématem genotoxického znečištění odpadních vod se zaměřením na účinnost čistících procesů. Významným zdrojem genotoxického znečištění jsou především odpadní vody ze zdravotnických zařízení a odpadní vody komunální, zabývaly jsme se posuzováním především mezi těmito typy odpadních vod.

Díličními cíli je charakterizovat druhy odpadních vod a jejich možné zdroje genotoxického znečištění a sledovat změny úrovně genotoxicity v průběhu různých procesů čištění, zejména v terciálním stupni čištění. Dále pak metody stanovení genotoxicity pomocí biotestů, sledování vybraných genotoxických látek v procesu čištění odpadních vod a posledním cílem na základě zjištěných dat z literární rešerše budou popsána rizika genotoxického znečištění na zdraví člověka a na životní prostředí.

Metodika bakalářské práce

Prvním krokem při psaní této bakalářské práce bylo nastudování odborné literatury. Při tom bylo využito studium odborné literatury, článků, elektronických publikací zabývajících se danou problematikou. Na základě nabytých znalostí byla zpracována rešerše, která obsahuje pojem genotoxicita a zdroje genotoxicity a její účinky, legislativní rámec v procesu čištění odpadních vod převážně ze zdravotnických zařízení, složení odpadních vod, proces čištění odpadních vod a možná rizika genotoxických látek z odpadních vod ze zdravotnických zařízení.

2 Genotoxicita a zdroje genotoxicity

2.1 Pojem „genotoxicita“

Pojem „genotoxicita“ není oficiálně nikterak definován. Genotoxicitou je označována vlastnost určitých genetických biologických, fyzikálních a chemických faktorů založenou na destruktivním účinku vůči genetickému materiálu buňky – nukleovým kyselinám (deoxyribonukleové kyselině (DNA) a ribonukleové kyselině (RNA)), který má negativní vliv na jeho integritu za vzniku vratných i nevratných změn. Genotoxicita je pozdním účinkem zmiňovaných faktorů. (Kupec 2004; Shah 2012)

Studiem genotoxicity se zabývá věda nazývaná jako *genetická toxikologie*. Dle druhu působení ji lze rozdělit do tří základních podkategorií, a to na *mutagenезi*, *karcinogenезi* a *teratogenitu*. (Young 2002)

2.2 Genotoxické látky jako zdroje genotoxicity

Významným zdrojem genotoxicity jsou tzv. genotoxické látky, které mají vliv na genetický materiál buňky neboli nukleové kyseliny DNA a RNA. Tyto látky se vyskytují téměř ve všech složkách životního prostředí, včetně potravy. Jejich výskyt je však nejen přirozený, ale také se jedná o produkty antropogenních činností člověka. S. Shah (2012) ve svém odborném článku nazývá látky s vlastností genotoxicity genotoxiny. Ty představují mutageny s potenciálním rizikem mutace. Mohou být radiační chemické i biologické

Zjednodušeně řečeno, genotoxické látky jsou souhrnným označením pro mutagenní, karcinogenní a teratogenní látky, jejichž charakteristikám jsou věnovány následující podkapitoly této bakalářské práce.

2.2.1 Mutagenní látky – mutageny

Mutagenní látky lze rozdělit na *biologické*, *fyzikální* a *chemické* mutageny. Biologické mutageny u napadených buněk zvyšují riziko mutace DNA. Jde o tzv. onkogenní viry (např. adenoviry či herpes viry (Tichý 2003)). Z fyzikálních mutagenů lze uvést ionizující a neionizující záření. (Rozsypal 2003; Sezimová 2006)

Chemické mutageny způsobují změnu struktury DNA, čímž mohou zapříčinit maligní bujení. Výskyt mutagenních látek je typický pro chemický průmysl. Mutageny

vznikají třeba při zpracování a výrobě styrénu, polychlorovaných bifenyliů (PCB), vinylchloridu, benzenu, dehtu, etylenglykolu a dalších látek. Ve zdravotnictví byly mutagenní účinky spojovány s inhalačními anestetiky (např. u uhlovodíkového halogenderivátu zvaného halotan). Zcela specifickou skupinou vysoce nebezpečnou pro živé organismy jsou tzv. promutageny, které vykazují mutagenní vlastnosti až po metabolické přeměně na mutagenní látky. (Kupec 2004)

2.2.2 Karcinogenní látky – karcinogeny

Karcinogenní látky jsou obecně rozdělovány do tří skupin na karcinogeny *biologické, fyzikální a chemické*. K biologickým činitelům, kteří pozitivně ovlivňují karcinogenezi, patří tzv. onkogenní viry. Po napadení buňky těmito viry se transformují chromozomy a postižené buňky neumírají. Obvykle dochází k nekontrolovatelným nádorovým bujením. Významným fyzikálním karcinogenem je ionizující záření, zaujímá důležitou úlohu při vzniku leukémie a tzv. ohraničených tumorů. Fyzikálním faktorem způsobujícím karcinogenezi je zejména rentgenové záření, ultrafialové záření v rozmezí vlnových délek 290 až 320 nm podílející se na vzniku nádorů kůže (Sezimová 2006). Chemické karcinogeny mohou být anorganického i organického původu například cytostatika, kosmetické ingredience, přísady používané v potravinářském průmyslu, pesticidy nebo odpady z průmyslu.

I. Vavruch (1993) rozděluje karcinogeny *do tří základních skupin*:

- přímo působící karcinogeny: reagují se substrátem přímo bez jakékoliv předešlé metabolické aktivace, čímž mohou vyvolat rakovinu v její původní formě. (*epoxydy, sulfony, halohenalkylethery, halogenalkylaminy*) (Vavruch 1993)
- nepřímo působící karcinogeny neboli prokarcinogeny: jsou samy o sobě jen málo reaktivní. K jejich aktivaci dochází až biochemicky *in vivo*, a to nejčastěji působením enzymatických systémů. Jedná se o tzv. ultimate carcinogens. (*polycyklické aromatické uhlovodíky a jejich heterocyklická N- a S- analoga, aminoazobarviva, thiomocoviny; halogenové uhlovodíky; některé přírodní látky*). (Vavruch 1993)
- anorganické karcinogeny: působí v inhalační formě v podobě aerosolů (prachu, kapének), a to zvláště dlouhodobým drážděním sliznic. (*arzen*

a jeho sloučeniny, benzen, chrysen, methyljodid, nikl a jeho sloučeniny, vinylchlorid (Vavruch 1993)).

Kromě syntetických chemických karcinogenů nelze opomenout ani přírodní karcinogeny. Jedná se především o produkty některých plísní a bakterií (např. aflatoxiny (aflatoxin B₁) produkované kmeny *Aspergillus flavus*), a o rostlinné produkty (pyrrolizidinové alkaloidy, cykazin či safrol (Vavruch 1993)).

Oficiální institucí prohlašující látky za lidské karcinogeny je Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (International Agency for Research on Cancer – IARC) Světové zdravotnické organizace (World Health Organization – WHO). Dle IARC jsou lidské karcinogeny rozděleny do 5 skupin:

- skupina 1 (látky karcinogenní pro člověka) 120 látek,
- skupina 2A (látky pravděpodobně karcinogenní pro člověka) 81 látek,
- skupina 2B (látky pravděpodobně karcinogenní pro člověka) 299 látek,
- skupina 3 (látky nelze klasifikovat jako karcinogeny, pokud jde o jejich karcinogenitu pro člověka) – 502 látek,
- skupina 4 (látky pravděpodobně nekarcinogenní pro člověka) – tato skupina zahrnuje pouze 1 látku. (Agents Classified by the IARC Monographs ©2017)

2.2.3 Teratogenní látky – teratogeny

Teratogenní látky jsou rovněž rozdělovány do tří kategorií na biologické, fyzikální a chemické teratogeny. K biologickým teratogenům patří původci různých infekcí, kupříkladu prvek Rubivirus (zarděnky) či *Treponema pallidum* (syfilis). K biologickým teratogenům patří i některá onemocnění matky v těhotenství (např. cukrovka nebo fenylylketonurie). Fyzikálními teratogeny jsou vysoké teploty, mechanické částice a nejrůznější druhy ionizujícího záření (zejména gama záření). Chemické teratogeny jsou využívány v zemědělství a v průmyslu (organická rozpouštědla, těžké kovy, polychlorované bifenyly. Z dalších chemických teratogenů lze uvést alkohol, drogy (např. pervitin) a medikamenty (antibiotika, antiepileptika nebo cytostatika). Dále patří do skupiny chemických teratogenů methylrtuť a dioxin (v těchto případech se jedná o tzv. prokázané teratogeny). Nejznámější teratogenní látkou je lék zvaný thalidomid jeho obchodní název je Contergan. Tohoto přípravku bylo užíváno

pro účely sedace, avšak došlo u něj k průkazu nežádoucích vedlejších účinků (včetně teratogenních) – příkladně užívání tohoto léku těhotnými ženami se rodily deformovaná miminka. Toto byl hlavní důvod, který přispěl k zavedení povinného testování léků na teratogenní účinky (Horák 2004; Kupec 2004).

2.3 Genotoxické účinky

Genotoxickými účinky se rozumí kvalitativní typ účinku určitého genotoxického faktoru, který směřuje k informačním a strukturním změnám v nukleových kyselinách. Účinky se nazývají mutagenita, karcinogenita a teratogenita. (Shah 2012)

2.3.1 Mutagenní účinky – mutagenita

Mutace se mohou projevit v jakýchkoliv buňkách živého organismu. V rámci mutací dochází ke změnám v nukleotidových sekvencích genomu v podobě delece, inserce či substituce. Na rychlost mutace mají vliv faktory určitého prostředí. Některé mutace jsou cílené, jiné nikoliv. (Malachová 1993; Mišurcová 2012)

Mutageneze představuje proces vzniku dědičných a strukturálních změn a defektů v sekvenci nukleových kyselin organismu. Zjednodušeně řečeno, jde o působení mutagenů na živé soustavy. (Rozsypal 2003)

2.3.2 Karcinogenní účinky – karcinogenita

Princip karcinogeneze ve svém odborném článku poměrně přesně popisují autoři P. Stratil a V. Kubáň: „Podle současných poznatků je karcinogeneze postupný mnohastupňový proces, při němž dochází ke kumulaci poruch (mutací aj.) určitých genů vedoucích k porušení normální funkce jimi kódovaných proteinů podílejících se zejména na regulaci dělení a diferenciaci buňky a stabilitě genomu.“ (Stratil et Kubáň 2004). Tito autoři dále doplňují, že pro karcinogenezi jsou podstatné poruchy pouze relativně malého počtu genů (odhadem jen několik set genů, což činí méně než 0,1 % z celého genomu). K nejzávažnějším poruchám patří poruchy genů pro proteiny podílející se na přenosu signálů, na kontrole exprese genů a správnosti replikace DNA a chromosomů, na regulaci buněčného cyklu, na dělení a diferenciaci buněk, na mezibuněčné komunikaci a přirozeném zániku (apoptózy) poškozených či nesprávně diferencovaných buněk. Obecně platí, že čím více dochází k expozici karcinogenním činitelům, tím rychleji a více poruch DNA vzniká, a tím větší zde existuje riziko národového onemocnění. V případě přítomnosti již vrozené poruchy některého ze zmiňovaných

genů, může být karcinogeneze výrazně urychlena. Lokalizace vznikajících poruch DNA bývá náhodná. Podmínkou je vznik poruch dvou a více kritických genů v jisté kombinaci. (Stratil et Kubáň 2004)

2.3.3 Teratogenní účinky – teratogenita

Působením teratogenních látek vznikají vývojové vady v prenatálním vývoji plodu. Tyto látky zapříčiňují deformace jen plodu, pro těhotnou ženu jsou ve většině případů netoxické. Nízké koncentrace teratogenních látek však nemusí způsobit žádné změny plodu. Senzibilita na dílčí teratogenní látky se v průběhu gravidity liší, přičemž nejrizikovějším je z hlediska působení teratogenů první trimestr. Na průběh teratogeneze má kromě působení teratogenních látek vliv rovněž fyzický stav gravidní ženy. Z negativních teratogenních faktorů lze uvést kouření, užívání léků, závislost na drogách apod. Nejde o dědičné změny, nýbrž změny fenotypového charakteru. Přesný mechanismus teratogenity není zcela znám. (Kupec 2004)

2.4 Genotoxické látky v komunálních / městských odpadních vodách

Komunální odpadní vody jsou znečištěny celou řadou látek různého původu. Do městských odpadních vod se dostávají chemické látky z domácností, zdravotnických ambulancí, průmyslu i zemědělství. Komunální odpadní vody tak mohou obsahovat např. pesticidy, dusíkatá hnojiva (dusičnany), herbicidy, insekticidy, fungicidy, těžké kovy, organická rozpouštědla, léky a mnoho dalších. V městských odpadních vodách mohou být přítomny také látky s genotoxickými účinky. Příkladem takových látek může být zejména arzen. Dále může dojít rovněž ke znečištění pitné vody, v níž mohou genotoxické látky vzniknout jako vedlejší produkt při dezinfekci vody (příkladem jsou látky jako tetrachlorethylen či chloroform). (Sezimová 2006; Lojková 2017)

2.5 Genotoxické látky v odpadních vodách ze zdravotnických zařízení

Opadní vody ze zdravotnických zařízení (od malých a relativně prostých lékařských klinik až po obrovské komplexy nemocnic, včetně laboratoří) jsou velice heterogenní směsí mnoha chemických sloučenin (včetně toxických chemikálií), které

mohou mít nepříznivý dopad na životní prostředí a lidské zdraví (Jolibois 2006; Kumar 2014).

Odpadní vody ze zdravotnických zařízení obsahují velké množství nejrůznějších anorganických a organických látek, včetně patogenních mikroorganismů (například xylen, fenyl, methylenová modř, chlór, antibiotika, kontrastní látky, cytostatik). Některé z uvedených látek jsou pravděpodobnými karcinogeny. (Kumar 2014)

Cytostatické (antineoplastické a chemoterapeutické) léky mají schopnost zastavit růst některých živých buněk či je usmrcovat. Jsou významné především v léčbě onkologických onemocnění, v terapii imunologických nemocí a v léčbě nejrůznějších neoplastických stavů jsou využívána jako imunosupresivní činidla při transplantacích orgánů (Chartier et al. 2014).

Mnoho z antineoplastických léků je karcinogenních a mutagenních. Příkladem takového je cyklofosfamid (Kumar 2014). Mezi nejběžnější genotoxické produkty využívané ve zdravotnictví patří karcinogeny jako benzen, cytostatická a jiná léčiva („*azathioprin, chlorambucil, chlornafazin, cyklosporin*“) Z nejčastěji využívaných cytostatických a jiných léků pravděpodobně karcinogenních je možné uvést „*azacitidin, bleomycin, karmustin, dakarbazin, metronidazol, progesteron.*“ (Chartier et al. 2014). Cytostatika se do odpadních vod ze zdravotnických zařízení dostávají z několika zdrojů, a to z kontaminovaných materiálů z přípravy a podávání těchto léků, z nadbytečných léčiv vrácených z oddělení, z moče, výkalů a zvratků od pacientů. (Chartier et al. 2014)

3 Stanovení genotoxicity pomocí biotestů

Stanovování genotoxicity je v podstatě oblastí, která není zcela prozkoumána, neboť první testování genotoxicity sahá teprve do 60. let 20. století. V průběhu těchto let bylo uskutečněno několik rozhodujících mezinárodních konferencí, na nichž byly diskutovány chemické mutagenní látky a jejich vliv na zárodečné buňky s potenciálním rizikem pro budoucí generace. V dalších letech byly postupně odhalovány vzájemné vztahy mezi vlivy některých chemických látek a jejich účinky na zdraví organismů. V 70. letech 20. století započal vznik specializovaných testovacích systémů, sloužících k odhalování genotoxických látek. Během dalších let dochází k mnoha inovacím a modifikacím standardních biotestů s cílem zkrácení doby testování chemických látek a s cílem automatizace samotného testování. (Hsu et Stedeford 2010)

Jak již bylo vysvětleno v předchozích kapitolách, některé chemické látky s genotoxickými účinky, mají vliv na genetický materiál buňky. Důsledkem je tak vznik defektních buněk či mutaci organismů. Schopnost chemických látek k poškozování DNA je zjišťováno testováním genotoxicity prostřednictvím standardizovaných biotestů. Takové informace jsou nedílnou součástí základních složek toxikologických charakteristik chemických látek (Young 2002).

Genotoxický potenciál se může projevovat různě. K nejčastěji zkoumaným endpointům biotestů patří genové mutace, poškození DNA, chromozomální aberace a jejich oprava. Uvedené endpointy jsou zjišťovány pomocí tzv. *in vivo* a *in vitro* biotestů. (Macgregor et al. 1987; Kirkland et al. 2005; Rothfuss 2011).

Nutno však uvést skutečnost, že žádný ze známých biotestů na genotoxicitu není schopen detekovat veškeré z uvedených endpointů. Z tohoto důvodu je využíváno několika navazujících testů. (Lynch et al. 2011)

3.1 Nejvíce používané biotesty ke stanovení genotoxicity

V současné době nejrozšířenější a zároveň také nejpoužívanější krátkodobé biotesty ke stanovení genotoxicity patří následující testy:

- **In Vitro Mammalian Cell Micronucleus Test (MNvit) – Mutagenita in vitro mikronukleus test na savčích buňkách**

Tento test určující genotoxicitu je založen na detekci jadérek v cytoplazmě interfázních buněk (Countryman et Heddlar 1976), která pocházejí buď z fragmentu acentrického chromozomu či celého chromozomu bez schopnosti migrovat k pólům buňky v průběhu anafáze buněčného cyklu. Tímto testem je detekována aktivita klastogenních a aneugenních chemických látek v buňkách, buď prošly buněčným dělením po expozici testovanou látkou (Perry et Sors 1993; Kirsch – Volders et Towards 1997).

Klastogenní látky způsobují tzv. klastogenezi – tj. tvorbu zlomů na chromozomech. Aneugenní látky představují látky, které vyvolávají aneuploidii (tzn. změny v počtu dílčích chromozomů). Tento test byl vylepšen o tzv. cytokinesis-blocked verzi. Princip spočívá v přidání Cytochalasinu B (CytB) což je inhibitor polymerizace aktinu. Tímto je dosaženo identifikace a analýzy výskytu jadérek v buňkách, jež dokončily jeden cyklus mitózy, a proto jsou dvoujadernými (Fenech et Morley 1985; Kirsch – Volders et al. 2003). Test lze provádět bez přidání s přidáním CytB. Přítomnost jadérka značí poškození přenesené z mateřské buňky na buňky dceřiné. Tento test primárně pracuje s kultivovanými lidskými buňkami či s buňkami hlodavců. Jde o spolehlivý test chromozomálních aberací. (OECD ©2010)

- **Bacterial Reverse Mutation Test (Ames Test) – Mutagenita – zkouška na reverzní mutace s bakteriemi**

Tento test je založen na principu zpětné mutace, přičemž je využíváno bakteriálních kmenů *Salmonella typhimurium* a *Escherichia coli*, které nesou mutaci, v důsledku které nemohou samostatně nasyntetizovat esenciální aminokyselinu v podobě histidinu. Tohoto testu je využíváno pro účely detekce bodových mutací, které zahrnují substituce, adice či delece jednoho z párů bází DNA. (Ames et al. 1973; Maron et Ames 1983; Gatehouse et al, 1994). Podstata testu spočívá ve schopnosti detekce mutace, jež změní již přítomnou mutaci a obnoví schopnost bakterie k syntetizaci zmiňovaného histidinu. Bakterie s reverzní mutací bývají rozeznány pro jejich

schopnost růstu na médiu, kterému chybí histidin. Výhodou tohoto testu je rychlost, finanční nenáročnost a poměrně jednoduchá proveditelnost. Protože jde o standardní biotest, který je celosvětově nejrozšířenější, existuje množství databází s výsledky velkého počtu chemických látek a struktur. Tento test byl již několikrát modifikován, například Amesův fluktuační test. (OECD ©1997a)

- **In Vitro Mammalian Chromosome Aberration Test – Mutagenita – zkouška na chromozomové aberace u savců in vitro**

Účel tohoto testu spočívá v určení agens, které způsobují strukturální aberace v kultivovaných buňkách savců. Tyto aberace mohou být chromozomální či chromatidové. Chromozomální mutace a intervence do genetické informace obdobné povahy způsobují u lidí celou řadu závažných genetických onemocnění. Existují i důkazy o tom, že alternace v onkogenech a v tumor-supresivních genech somatických buněk podporují indukci rakoviny. Tento test je schopen pracovat se zavedenými buněčnými liniemi, kmeny či kulturami – nejčastěji je využíváno fibroblastů křečka čínského či všeobecně periferní krevní lymfocyty savců. Používá se k rozeznání látek s mutagenními a karcinogenními účinky s nutností využití exogenního zdroje metabolické aktivace. Poměrně velké množství látek pozitivně karcinogenních v tomto testu je pro savce opravdu karcinogenních, avšak stále neexistuje dokonalá korelace mezi testem a realitou. Test není schopen kupříkladu detekce látek nereagujících s DNA přímo – tzn. negenotoxických karcinogenů. (OECD ©1997b)

- **In vitro Mammalian Cell Gene Mutation Test – Mutagenita: Zkouška na genové mutace v buňkách savců in vitro**

Tento test je využíván ke zjištění genových mutací, které jsou indukovány chemickými látkami. Vhodnými buněčnými liniemi jsou L5178Y lymfoidní buňky z myši. Dále se jedná o CHO, AS52 a V79 linie křečka čínského. Rovněž o TK6 lidské lymfoblastoidní buňky. K nejčastěji sledovaným endpointům z uvedených linií patří měření počtu mutací genů pro tymidin kinázu (TK), dále hypoxantin-guanin fosforibosyl transferázu a transgenů pro xantin-guanin fosforibosyl transferázu. Tohoto testu se dále využívá k hledání případných mutagenních a karcinogenních látek u savců. Pro tento test je potřebná exogenní metabolická aktivace (konkrétně přidání S9 mikrozomální frakce). Buňky s nedostatkem TK v důsledku mutace TK^{+/-} na TK^{-/-} jsou rezistentní vůči cytotoxickým efektům pyrimidinového analogu trifluorthymidinu

(TFT), který je chemickou látkou způsobující inhibici buněčného metabolismu a brání dělení buněk. Buňky s nedostatkem TK jsou na tuto chemickou látku za běžných podmínek velice senzibilní. Z tohoto důvodu se mohou mutantní buňky množit v přítomnosti TFT a normální buňky s dostatkem TK, tohoto schopny nejsou. (OECD ©1997b)

- **umu test**

Podstata tohoto testu spočívá ve schopnosti látek, které poškozují DNA, k vyvolání exprese umu operonu v bakterii *Salmonella typhimurium*. V souvislosti s geny aktivovanými poškozením se gen *umuC* podílí na reparaci poškození pomocí tzv. SOS dráhy. Bakterie, které tento gen postrádají, jsou v podstatě imunní k mutacím, jež jsou způsobeny ultrafialovým zářením a většinou genotoxických látek. V důsledku účasti tohoto genu v procesu mutagenese je pro účely detekce nejrozličnějších druhů mutagenů nutný jen jeden kmen bakterií. Přesto byly za účelem zvýšení senzibility k určitým druhům genotoxikantů (příkladně nitroarenům) vyvinuty i další kmeny. Součástí veškerých umu kmenů bakterií v buňce je plazmid pSK1002, který nese gen *umuC* společně s genem *lacZ*, strukturálním genem pro β -galaktosidázu. Indukce mutagenního genu *umuC* látkami poškozujícími DNA je zjišťována právě měřením obsahu intracelulární β -galaktosidázy. Součástí tohoto testu je rovněž zakomponování systému exogenní metabolické aktivace (Oda et al. 1985; Reifferscheid et Heil 1996).

Z výhod tohoto testu lze zmínit rychlost a spolehlivost k odhalení genotoxicity. Výsledky tohoto testu lze srovnat s výsledky Ames testu. Shoda odpovídá hodnotě přibližně 83 %. V porovnání s Amesem testem se umu test vyznačuje také dalšími pozitivy, a to menší časovou náročností a skutečností, že testovaný bakteriální kmen nemusí přežít. K nevýhodám umu testu patří fakt, že některé látky (kupříkladu azid sodný) způsobují poškození DNA, jež není indukováno *umuC* – *lacZ*, a z tohoto důvodu nemohou být testem odhaleny. Nadto k vyvolání SOS odpovědi nemusí dojít výlučně poškozením DNA, nýbrž například působením dimethylsulfoxidu (DMSO) či tepelným šokem. (Yasunaga et al. 2004)

3.2 Novější biotesty ke stanovení genotoxicity

V důsledku nových právních předpisů (konkrétně směrnice 2003/15/ES o sblížení právních předpisů členských států Evropské unie (EU) týkající se kosmetických prostředků (Anonymus 2003)) se v Evropě zpřísnily podmínky

k realizaci testů na zvířecích modelech. V roce 2009 bylo ve státech EU ustanoveno zákaz in vivo testování genotoxicity finálních výrobků a jejich složek na zvířatech a v roce 2013 byla ukončena i výjimka pro toxicitu po opakované dávce. Testy na hlodavcích bylo prokázáno, že modely kůže získávané z krys či myši jsou vhodnou náhradou za kožní tkáň člověka, avšak přesně neodrážejí děje v lidské kůži po dermální expozici. Z tohoto důvodu započaly přípravy modelu lidské kůže nejvíce se přibližujícímu k in vivo modelům. (Dahl et al 2011).

Pro tyto účely byl vytvořen nový systém – „Reconstructed skin micronucleus test“ (RSMN), který využívá vlastního systému označovaného jako „EpiDermTM“. Jedná se o uměle vypěstovaný model lidské tkáně (kůže) z normálních lidských keratinocytů odebraných dárcům (Curren et al. 2006; Mun et al. 2009). Tento model byl vytvořen takovým způsobem, aby co možná nejlépe reprezentoval téměř normální podmínky lidské kůže se všemi jejími vrstvami. Model má velice obdobnou morfológickou a růstovou charakteristiku jako modely in vivo. EpiDermTM je také mitoticky a metabolicky aktivní. Jde o vícevrstvou diferencovanou tkáň, která je složena z bazální, spinózní, granulozní a svrchní vrstvy. Možnost pozorování průniku sledované látky kůží poskytuje tento systém významné informace o jejím chování. (Curren et al. 2006). Model EpiDermTM využívá technologii testování MNvit (Kirsch – Volders et al. 2003) a její metodologii cytokinesis-blocked micronucleus test. (Fenech et Morley 1985)

Výhodou modelů lidské kůže je zejména možnost k hodnocení dermální expozice genotoxických látek využíváním kultury primární tkáně člověka. Hlavní nevýhodou je skutečnost, že tato nová metoda testování závisí na dárcovství kožní tkáně od člověka. V důsledku nedostačujícího množství darované tkáně jsou využívány směsné vzorky od několika dárců – tímto dochází ke snižování odchylky mezi různými jedinci a finanční náročnost. (Lynch et al. 2011)

Dalším novějším biotestem ke stanovení genotoxicity je deleční biotest „in vitro (yeast) DNA deletion (DEL) recombination assay“. Tento test využívá kvasinku *Saccharomyces cerevisiae*. Je založen na obdobném systému jako výše specifikovaný Ames test (viz podkapitola 3.1). Podstatou tohoto biotestu je měření frekvence reverzní mutace narušeného HIS3 genu prostřednictvím homologních intrachromozomálních rekombinací. (Brennan et Schiestl 2004)

Tyto rekombinace, které vyúsťují v delecii, vznikají nejruznějšími způsoby (intrachromozomálním crossing-over, hybridizací jednovláknových molekul DNA). Rekombinace souvisí s rozvojem karcinogenity (Schiestl 1989). Údajně existuje také korelace mezi klastogenitou (Kirpnick et al. 2005). Způsobeny mohou být množstvím mutagenů (včetně ionizujícího a neionizujícího záření), alkylačních činidel, oxidativního stresu a tepelných šoků, v neposlední řadě také nejruznějšími druhy karcinogenů pozitivně i negativně se jevících v Ames testu (Brennan et Schiestl 2004). U 60 testovaných látek vykazuje tento biotest 90% úspěšnost (Ames test přibližně 60% úspěšnost). Tento biotest dále vykazuje 75% specifitu (jako falešně pozitivních bylo odhaleno 5 z 20 nekarcinogenů) a 86% celkovou přesnost. Biotest je rovněž schopen rozlišit mezi třídami karcinogenů a nekarcinogenů stejné skupiny chemických látek. (Brennan et Schiestl 1999).

Přibližně od 70. let 20. století bylo vyvinuto několik bakteriálních testů s menší časovou náročností k jejich provedení, jejichž podstatou byla aktivace kaskády funkcí označované jako SOS – opravný systém, jakož odpověď na poškození buněčné DNA. (Quillardet et Hofnung 1993)

V neposlední řadě z novějších biotestů ke stanovení genotoxicity nelze opomenout test označovaný jako „GADD45 α -GFP GreenScreen Human Cells Assay“. Ten spočívá v monitoringu transkripce genu GADD45 α , který je zapojen do buněčné reakce organismu v odpovědi na působení látek, které poškozují DNA. (Fornace et al. 1992)

Indukce GADD45 α je zprostředkována p53 (tzn., že jeho transkripční regulace je p53-dependentní (Kastan et al. 1992)). Tento gen je jedním z nejprodukovánějších genů v odpovědi na vliv genotoxických látek mutagenního, klastogenního a aneugenního charakteru. (Hastwell et al. 2006)

Gen sehrává hlavní úlohu v udržování genomické stability organismu v případě vystavení vlivu genotoxického stresu, a také v rámci regulace buněčného cyklu a opravy DNA a v buněčné apoptóze. (Siafakas et Richardson 2009; Liebermann et Hoffman 2007; Zhan 2005)

4 Složení odpadních vod

4.1 Pojem „odpadní vody“

Při definování pojmu „odpadní vody“ lze primárně vycházet ze zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodního zákona), ve znění pozdějších předpisů (dále jen zákon o vodách nebo vodní zákon (Zákon č. 254/2001 Sb. ©2001)). Dle tohoto právního předpisu se odpadními vodami rozumí „*vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu), jakož i jiné vody z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod*“ (Zákon č. 254/2001 Sb. ©2001 in Část první, Hlava V, Díl 5, § 38, odst. 1, věta první). Odpadními vodami jsou dle zákona o vodách také „*průsakové vody z odkališť, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace, a vod, které odtékají do vod důlních, a dále jsou odpadními vodami průsakové vody ze skládek odpadů*“. (Zákon č. 254/2001 Sb. ©2001 in Část první, Hlava V, Díl 5, § 38, odst. 1, věta druhá)

Vodní zákon dále uvádí vody, které nejsou považovány za vody odpadní. Jedná se o vody pocházející z drenážních systémů, chladicí vody využívané na plavidlech a pro vodní turbíny, nepoužité minerální vody z přírodního léčivého zdroje; zdroje přírodní minerální vody; srážkové vody z dešťových oddělovačů, srážkové vody z pozemních komunikací (Zákon č. 254/2001 Sb. ©2001 in Část první, Hlava V, Díl 5, § 38, odst. 2)

Zjednodušeně řečeno, odpadní vody vznikají antropogenní neboli lidskou činností, již dochází ke změnám přirozené jakosti vod a k jejich znečišťování. Odpadní vody pak mohou ohrožovat kvalitu povrchových a podzemních vod.

4.2 Právní úprava týkající se odpadních vod

Obecně je problematika vodního hospodářství v podmínkách České republiky upravena od 60 let. 19. století. Zatímco v dřívějších právních úpravách byla voda chápána zvláště jako základní lidská potřeba a výrobní surovina, v současné době je význam vody a její ochrany daleko hlubší, neboť se jedná o jednu ze základních složek životního prostředí, významný krajinnotvorný prvek a podstatu existence ekosystémů. (Kučerová et al. 2010)

Základním právním předpisem je v této oblasti již zmiňovaný zákon o vodách. Jeho součástí jsou mimo jiné ustanovení (Část první, Hlava V, Díl 5, § 38, odst. 1 až 13 vodního zákona) týkající se ochrany jakosti vod – odpadní vody. (Zákon č. 254/2001 Sb. ©2001) Odpadních vod se dále týká zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění pozdějších předpisů (dále jen zákon o vodovodech a kanalizacích), neboť upravuje odvádění odpadních vod a vod, které jsou dle zákona o vodách pokládány za odpadní vody, prostřednictvím kanalizací (Zákon č. 274/2001 Sb. ©2001).

Prováděcím předpisem zákona o vodovodech a kanalizacích je vyhláška č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění pozdějších předpisů ((Vyhláška č. 428/2001 Sb. ©2001). Problematiky odpadních vod se přímo týkají tři části této vyhlášky, a to Část šestá o způsobu výpočtu náhrady ztrát při neoprávněném vypouštění odpadních vod (§ 14, odst. 1 až 4); Část desátá o požadavcích na rozbor vzorků odpadních vod (Oddíl první, § 24, písm. a) – k); Oddíl druhý, § 26, odst. 1 a 2); Část třináctá o způsobu výpočtu množství vypouštěných odpadních a srážkových vod do kanalizace bez měření (Oddíl první, § 29, odst. 1 a 2; Oddíl druhý, § 30, odst. 1 až 3; Oddíl třetí, § 31, odst. 1 a 2). Významná je taktéž příloha č. 10 k vyhlášce, kterou se provádí zákon o vodovodech a kanalizacích, týkající se technických ukazatelů pro plán kontrol míry znečištění odpadních vod. Tato sestává z celkového počtu pěti částí – konkrétně místa odběrů v kontrolních profilech technologické linky čistírny odpadních vod; minimální rozsahy rozborů; minimální četnost rozborů odpadních vod; kaly z provozu čistírny odpadních vod; způsob zpracování a hodnocení výsledků, archivace.

Dalším právním předpisem vztahujícím se k odpadním vodám je vyhláška č. 123/2012 Sb., o poplatcích za vypouštění odpadních vod do vod povrchových, ve znění pozdějších předpisů (Vyhláška č. 123/2012 Sb. ©2012). Předmětem právní úpravy této vyhlášky je úprava prokazování odborné způsobilosti oprávněných a kontrolních laboratoří, včetně měřících skupin k uskutečňování rozborů odpadních vod. V neposlední řadě uvádí postup České inspekce životního prostředí (dále jen ČIŽP) v rámci posuzování žádosti o povolení zmiňovaného odkladu placení poplatku za

vypouštění odpadních vod do vod povrchových a jeho povolování. (Vyhláška č. 123/2012 Sb. ©2012)

V souvislosti s právní úpravou odpadních vod nelze opomenout dvě nařízení vlády. V prvním případě se jedná o nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění pozdějších předpisů ((Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ©2015) dále jen nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech).

Ve druhém případě jde o nařízení vlády č. 57/2016 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních, ve znění pozdějších předpisů ((Nařízení vlády č. 57/2016 Sb. ©2016) dále jen nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních). Tímto právním předpisem jsou stanoveni ukazatelé a hodnoty přípustného znečištění odpadních vod. Součástí nařízení vlády jsou náležitosti povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních. Tento právní předpis stanovuje také přípustné hodnoty znečištění odpadních vod.

4.3 Druhy odpadních vod

Ani v přírodě se voda nikdy nevyskytuje ve zcela čisté podobě, neboť vždy obsahuje určité množství rozpuštěných látek, nerozpuštěných pevných látek a plynů (Vacík 1999). Dle obsahu nečistot je voda obecně rozdělována na vodu *pitnou, užitkovou a odpadní* (Dolejš 1996). Klasifikace odpadních vod se odvíjí zvláště od způsobu jejich vzniku a na obsahu znečišťujících látek v těchto vodách. Z hlediska rozdělení odpadních vod rozeznáváme několik druhů odpadních vod.

Lze konstatovat, že přesné rozdělení odpadních vod česká legislativa (zákonná a podzákonná právní úprava) neuvádí. Zákon o vodách vymezuje, co se rozumí pod pojmem „odpadní vody“ a naopak, co do této kategorie nepatří.

Některé druhy odpadních vod jsou uvedeny v některých českých technických normách. Jednou z nich je česká technická norma ČSN EN 1085 (2007) týkající se čištění odpadních vod – slovník (dále jen technická norma týkající se čištění odpadních

vod – slovník). Druhou z nich je česká technická norma ČSN 75 6101 (2012) o stokových sítích a kanalizačních přípojkách (dále jen technická norma o stokových sítích a kanalizačních přípojkách). Obě tyto technické normy vymezují následující druhy odpadních vod:

- **splaškové (domovní) odpadní vody:**

Splaškové (také domovní) odpadní vody jsou dle technické normy o stokových sítích a kanalizačních přípojkách odpadními vodami, které obsahují splašky z kuchyní, koupelen, umyvadel, prádelen, WC, technické občanské vybavenosti atp. (ČSN 75 6101 ©2012). Technickou normou týkající se čištění odpadních vod – slovník jsou splaškové odpadní vody dále děleny na vodu šedou (tj. splaškové odpadní vody bez fekálií a moče) a černou (tj. splaškové odpadní vody, které obsahují pouze fekálie a moč). (ČSN EN 1085 ©2007)

- **průmyslové, popř. provozní odpadní vody:**

Jedná se kupříkladu o odpadní vody z průmyslu, z technických provozů či z komerční oblasti, nebo dále také chladicí vody. Znečištění průmyslových odpadních vod je různého druhu a odvíjí se od konkrétní technologie výroby.

- **srážkové vody:**

Do této skupiny odpadních vod patří vody dešťové vody a vody z tání sněhu a ledu (ČSN 75 6101 ©2012). Přesněji se jedná o vody z atmosférických srážek, které ještě nepřišly do kontaktu s povrchem. Technická norma týkající se čištění odpadních vod – slovník rozeznává navíc tzv. srážkové povrchové vody. Jde o srážkové vody nevsáklé do podloží a odváděné z povrchu terénu či budov do odvodňovacího systému. (ČSN 75 6101 ©2007)

Technická norma o stokových sítích a kanalizačních přípojkách rozlišuje další odpadní vody než výše uvedené, a to v závislosti na jejich původu a způsobu znečištění (v souladu s vodním zákonem, se zákonem o vodovodech a kanalizacích a s vyhláškou o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu):

- **infekční odpadní vody:**

Infekčními odpadními vodami jsou odpadní vody z infekčních oddělení zdravotnických zařízení (tj. nemocnic), ze sanatorií určených k léčbě tuberkulózy, z mikrobiologických laboratoří, z výroben očkovacích látek z infikovaných zvířat,

z přidružených provozů atd. Infekční odpadní vody obsahují choroboplodné zárodky, v důsledku nichž je zapotřebí zvláštních opatření před jejich vypuštěním do stokové sítě. K této problematice se vztahuje česká norma ČSN 75 6406 (1996) týkající se odvádění a čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení (dále jen norma o odvádění a čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení).

- **odpadní vody ze zemědělství a zemědělské výroby:**

V této souvislosti je možné zmínit českou technickou normu ČSN 75 6190 (2001) o stavbách pro hospodářská zvířata, faremních stokových sítích a kanalizačních přípojkách, skladování statkových hnojiv a odpadních vod (dále jen technická norma o stavbách pro hospodářská zvířata, faremních stokových sítích a kanalizačních přípojkách, skladování statkových hnojiv a odpadních vod).

- **ostatní odpadní vody:**

Ostatní odpadní vody jsou odpadní vody, jež není možné zařadit do některé z předešlých kategorií odpadních vod, či jež se dostaly do stokové sítě za nepředvídaných okolností. Technická norma o stokových sítích a kanalizačních přípojkách nazývá tyto ostatní odpadní vody jako vody balastní. Obvykle se jedná o podzemní a pramenité vody, které jsou ve většině případů zařazovány do skupiny tzv. neznečištěných vod. (ČSN 75 6101 ©2012)

Další odpadní vody (vyjma již zmiňovaných) uvádí technická norma týkající se čištění odpadních vod – slovník:

- **surové odpadní vody:** Jedná se o nevyčištěné odpadní vody.
- **nahnílé odpadní vody:** Jde o odpadní vody, u nichž započíná anaerobní degradace (zpravidla s obsahem sulfanů).
- **komunální neboli městské odpadní vody:** Jedná se o odpadní vody pocházející z obytných ploch. Tyto vody obsahují zvláště splaškové (domovní) odpadní vody. Dále mohou obsahovat dešťové (povrchové) vody, balastní vody a průmyslové či příp. provozní vody. (ČSN EN 1085 ©2007)

Vzhledem k samotnému tématu této bakalářské práce, která se zabývá problematikou genotoxicity odpadních vod, a rovněž vzhledem ke skutečnosti, že významným zdrojem genotoxicity v odpadních vodách jsou především komunální neboli městské odpadní vody a odpadní vody ze zdravotnických zařízení, je

v následujících podkapitolách věnována pozornost zejména těmto dvěma typům odpadních vod.

4.4 Odpadní vody a jejich složení

Využíváním se voda stává více nebo méně znečištěnou. Znečištěním vody se rozumí takové změny fyzikálních, chemických a biologických vlastností vody omezujících či znemožňujících její využití k určitému účelu. Takto vznikají znečištěné (odpadní) vody.

Vody obecně obsahují mnoho látek pocházejících z přírodních a antropogenních zdrojů. Mnoho z těchto látek jsou ve vodách obsaženy pouze ve stopovém množství. Mikrobiologická a biologická kolonizace je v těchto vodách přímo ovlivněna jejich fyzikálně-chemickým složením. Organismy přítomné ve vodách tak jsou ukazateli jejich znečištění (katarobní organismy se vyskytují v čistých vodách a saprobní organismy ve vodách s nejrůznějším stupněm znečištění. (Žáček 1998)

Přírodní látky, které jsou obsaženy ve vodách, zapřičiňují jejich přirozené znečištění. Jedná o látky zvláště anorganické povahy, látky rozpustné (v iontové či molekulové podobě) a látky nerozpustné (tj. látky usaditelné, neusaditelné, vzplývavé a koloidní). Antropogenní látky se do vod dostávají z různých odpadů. Primárním zdrojem antropogenního znečištění vod jsou splaškové a průmyslové odpadní vody. (Pitter 1999)

Látky obsažené v odpadních vodách lze dle jejich původu rozlišit na *anorganické* a *organické*. Anorganické látky se v odpadních vodách nacházejí především v rozpuštěné formě. Obsah anorganických látek v odpadních vodách je obvykle stanovován jako obsah iontů a solí v jejich zdrojích. Z anorganických látek se jedná zejména o dusík, fosfor a těžké kovy. Stávající čištění odpadních vod je orientováno na snižování obsahu těchto látek obsažených v těchto vodách. Organické látky jsou v odpadních vodách zpravidla z 1/3 tvořeny rozpuštěnými, koloidními a suspendovanými látkami. Z organických látek obsažených v odpadních vodách lze uvést sacharidy, proteiny, lipidy, volné aminokyseliny, vyšší mastné kyseliny a rozpuštěné organické kyseliny (Groda et al. 2007). Z důvodu složitosti a finanční náročnosti stanovení dílčích organických látek v odpadních vodách, jsou základními ukazateli obsahu těchto látek stanovení všech organických látek. (Dolejš 1996)

Pro účely analytického posouzení toxicity odpadních vod je významná přítomnost a koncentrace závadných látek v nich obsažených (Pitter 1999). Jelikož závadné látky mohou ohrožovat kromě jakosti povrchových a podzemních vod, také jakost odpadních vod, je jim pozornost věnována v následujícím textu.

Dle zákona o vodách se závadnými látkami rozumí „*látky, které nejsou odpadními ani důlními vodami, a které mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod*“ (Zákon č. 254/2001 Sb. ©2001). Vodním zákonem je stanoven seznam nebezpečných závadných látek a dalších látek či skupin látek, jež v podobné míře vyvolávají znepokojení. Součástí tohoto seznamu jsou také zvlášť nebezpečné závadné látky. Zcela neobvyklou kategorií nebezpečných závadných látek a zvlášť nebezpečných závadných látek jsou tzv. prioritní látky. Tyto představují významné riziko pro vodní prostředí a související ekosystémy. Součástí těchto látek jsou rovněž prioritní nebezpečné látky – tj. látky vytvářející velice vysoké riziko ve vodním prostředí či zprostředkovaným způsobem přes vodní prostředí kvůli své perzistenci a schopnosti bioakumulace. (Zákon č. 254/2001 Sb. ©2001, Část první, Hlava V, Díl 5, § 39, odst. 3)

K nebezpečným závadným látkám dle zákona o vodách patří například:

Metaloidy, kovy a jejich sloučeniny (chrom, olovo, arzen, antimon, molybden), biocidy a jejich deriváty, které nejsou součástí seznamu zvlášť nebezpečných závadných látek; elementární fosfor a anorganické sloučeniny fosforu; nepersistentní minerální oleje a nepersistentní uhlovodíky ropného původu; kyanidy; sedimentovatelné tuhé látky mající nepříznivý účinek na dobrý stav povrchových vod. (Zákon č. 254/2001 Sb. ©2001, Příloha č. 1: Nebezpečné látky)

Ke zvlášť nebezpečným závadným látkám dle vodního zákona patří například:

Organofosforové sloučeniny, organocínové sloučeniny, látky nebo produkty jejich rozkladu, u kterých byly prokázány karcinogenní nebo mutagenní vlastnosti, které mohou ovlivnit produkci steroidů, štítnou žlázu, rozmnožování nebo jiné endokrinní funkce ve vodním prostředí nebo zprostředkovaně přes vodní prostředí, rtuť a její sloučeniny, kadmium a jeho sloučeniny. (Zákon č. 254/2001 Sb. ©2001, Příloha č. 1: Zvlášť nebezpečné látky)

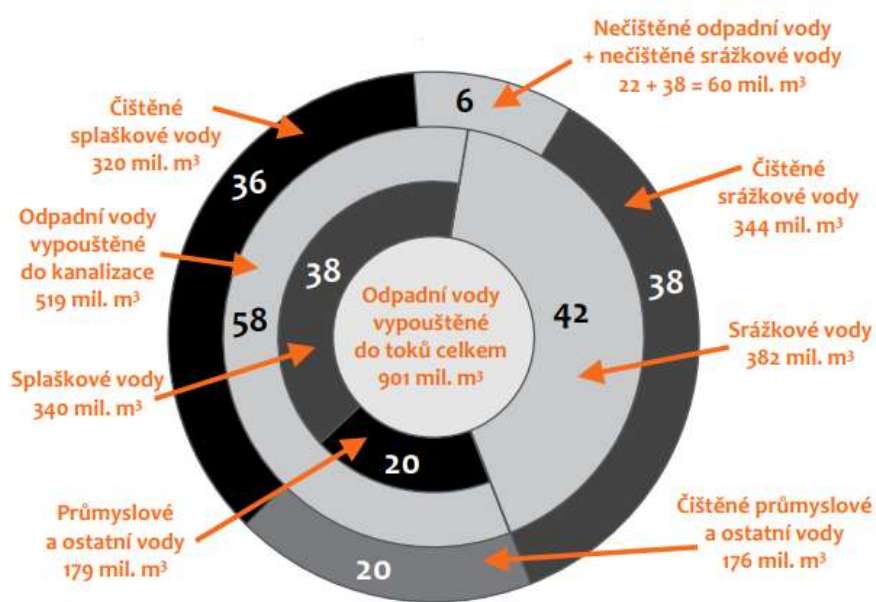
Seznam prioritních látek a prioritních nebezpečných látek v oblasti vodní politiky neobsahuje zákon o vodách, nýbrž nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách

přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Prioritními látkami jsou „alachlor, benzen, diuron, fluoranthen, isoproturon, olovo a jeho sloučeniny, naftalen, cybutryn, cypermethrin, dichlorvos, terbutryn“. (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ©2015)

Mezi prioritní nebezpečné látky dle tohoto nařízení vlády patří „anthracen, bromované difenyletery, kadmium a jeho sloučeniny, chloralkany (C₁₀₋₁₃), bis(2-ethylhexyl), ftalát (DEHP), hexachlorbenzen, trifluralin, dikofol, perfluoroktansulfonová kyselina a její deriváty (PFOS), chinoxifen, dioxiny a sloučeniny s dioxinovým efektem, hexabromcyklododekany (HBCDD)“. (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ©2015)

M. Pivokonský (2016/2017) ve své prezentaci o odpadních vodách a jejich složení přednášené v kurzu týkajícího se znečišťování a ochrany vod znázornil složení odpadních vod graficky (viz obrázek 1).

Obrázek 1: Složení odpadní vody v procentuálním vyjádření



Zdroj: PIVOKONSKÝ, Martin. *Odpadní vody a jejich složení: 4. přednáška, kurz Znečišťování a ochrana vod* [online] 2016/2017 [cit. 2017-08-05]. Dostupné z: http://www.pivokonsky.wz.cz/ZOV16-17/znecestovani_ochrana_vod_4.pdf.

4.4.1 Základní ukazatelé znečištění odpadních vod

K základním ukazatelům znečištění odpadních vod, jež jsou nedílnou součástí minimálního rozsahu rozborů toxicity odpadních vod, patří biochemická spotřeba kyslíku, chemická spotřeba kyslíku, amoniakální dusík, celkový anorganický dusík, celkový fosfor, nerozpustné látky, rozpustné anorganické soli a absorbovatelné organicky vázané halogeny.

Biochemická spotřeba kyslíku (BSK₅) představuje hmotnostní koncentraci rozpuštěného kyslíku spotřebovaného za stanovených podmínek (při teplotě 20 °C s nitrifikační inhibicí (potlačením) či bez ní) v tzv. oxickém prostředí biochemickou oxidací organických (a)nebo anorganických látek ve vodě v průběhu inkubační doby trvající 5 dní (ČSN EN 1085 ©2007). Jedná se o ukazatel kyslíkového režimu ve vodě udávající míru koncentrace biologicky rozložitelných látek ve vodě. (Pitter 1999)

Chemická spotřeba kyslíku (CHSK) je ukazatelem vypovídajícím o celkovém obsahu organických (oxidovatelných) látek ve vodě. Podstata stanovení CHSK spočívá v jednoduché redoxní titraci. Oxidace organických látek probíhá buď pomocí dichromanu draselného (CHSK_{Cr}), nebo manganistanu draselného (CHSK_{Mn}). Při stanovení CHSK vzorku vody se provádí oxidace organických látek, které jsou obsaženy ve vodě za předem stanovených podmínek. CHSK je vyjádřena spotřebou oxidačního činidla v množství ekvivalentně odpovídající oxidaci kyslíkem. (Anonymus 2010)

Amoniakální dusík (N_{amon}) se ve vodách vyskytuje ve formě disociované (NH₄⁺) a nedisociované (NH₃). Poměr těchto dvou forem amoniakálního dusíku se odvíjí od hodnoty pH a teploty vody. Ukazatel N-NH₄ se vyjadřuje vždy součtem obou forem amoniakálního dusíku. Celkový anorganický dusík (N_{anorg}) je stanovován jako součet obsahu dusičnanového, dusitanového a amoniakálního dusíku. (Horáková 2003)

Celkový fosfor (P_{celk}) představuje součet anorganické a organické formy výskytu fosforu ve vodě. Jeho výskyt je nejčastější ve formě orthofosforečnanů a polyfosforečnanů. Hlavní typ stanovení spočívá v převodu všech forem fosforu na orthofosforečnany. (Horáková 2003)

Nerozpustné látky (NL) jsou vyjádřením obsahu tuhých látek v kapalině zpravidla oddělitelných filtrací či odstředěním a s následným vysušením za stanovených podmínek (ČSN EN 1085 ©2007). Pro jejich stanovení se využívá především metody

filtrace přesného množství homogenizovaných vzorků na filtru ze skleněných vláken. Po filtraci dochází k vysušení filtru při teplotě 105 °C, čímž jsou stanoveny NL₁₀₅. Poté se žiháním při teplotě 550 °C stanovuje ztráta žiháním (NL₅₅₀). (Horáková 2003)

Rozpustné anorganické soli (RAS) jsou sumárním stanovením obsahu nerozpustných anorganických látek vyskytujících se ve vodě v disociované formě – zvláště ve formě kationtů Na⁺, Ca²⁺, K⁺ a Mg²⁺, přičemž další kovy vytvářející rozpustné soli lze převést na nerozpustné sloučeniny, čímž se vliv na koncentraci RAS stává zanedbatelným, a dále aniontů Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ a PO₄³⁻. Stanovení RAS je po filtraci filtrem ze skleněných vláken prováděno gravimetricky. (ČSN 75 7347 ©2009)

Adsorbovatelné organicky vázané halogeny (AOX) jsou sumárním stanovení významné části polárních a nepolárních organických látek, které obsahují vázaný chlór, brom a jód, jež jsou v kyselém prostředí adsorbovány na aktivním uhlí. (Pitter 1999)

Kromě výše uvedených základních ukazatelů znečištění odpadních vod definuje technická norma týkající se čištění odpadních vod – slovník, další významné znečišťující ukazatele, a to zejména celkový organický uhlík – TOC, rozpuštěný organický uhlík – DOC, rozpuštěné látky, plovoucí látky – nerozpuštěné látky, které plavou na hladině vody; veškeré látky – TS, usaditelné látky – koncentrace nerozpuštěných látek, které jsou oddělitelné sedimentací; rozpuštěný fosfor, toxické látky – látky v nízkých koncentracích potlačující biologické procesy. (ČSN EN 1085 ©2007)

4.4.2 Složení komunálních neboli městských odpadních vod

Komunální odpadní vody se odlišují mírou znečištění a složením s ohledem na typ města, druhy průmyslu ve městě, míru naředění se srážkovými vodami. Množství a složení městských odpadních vod se na stejných místech v průběhu času mnohdy liší. (Dolejš 1996)

Nejvýznamnějším ukazatelem znečištění je u komunálních odpadních vod BSK₅, jehož průměrná hodnota se pohybuje v rozmezí od 150 do 400 mg/l. Koncentrace CHSK_{Cr} bývají u těchto vod až dvojnásobné. Koncentrace nerozpuštěných látek činí 100 až 500 mg/l a látek rozpuštěných 500 až 1 000 mg/l. Městské odpadní vody dále obsahují N_{amon} a dusík vázaný do organických sloučenin, a to v desítkách mg/l (přibližně 10 až 50 mg/l). Dusík dusičnanový a dusitanový jsou v komunálních odpadních vodách obsaženy řádově v mg/l (lépe řečeno v desetinách mg/l). P_{celk} je

zastoupen pouze v jednotkách mg/l. V desítkách mg/l se v těchto odpadních vodách vyskytují koncentrace sodíku (Na), draslíku (K), hořčíku (Mg), vápníku (Ca), chloridů (Cl) a síranů (SO_4^{2-}). Koncentrace látek jako vápníku, chloridů a síranů odpovídá okolo 100 mg/l a více. V městských odpadních vodách je dále významným ukazatelem obsah hydrogenuhličitanů (HCO_3^-) – ty jsou zde zastoupeny v množství několika set mg/l. Extrahovatelné látky, z nichž převažují lipidy, jsou v komunálních odpadních vodách obsaženy v desítkách mg/l. (Hlavínek et al. 2006)

Městské odpadní vody představují směs splaškových a průmyslových odpadních vod, příp. i odpadních vod srážkových a balastních. V případech, kdy v konkrétním městě není žádný průmysl, jedná se o městské odpadní vody, které jsou tvořeny jen splaškovými odpadními vodami. Většina městských odpadních vod však v současné době průmyslové odpadní vody obsahuje. (Švehla et al. 2007)

Vzhledem k tomuto faktu je vhodné věnovat pozornost také složení odpadních vod splaškových, průmyslových, srážkových i balastních. Tyto vody si přiblížíme v následujících podkapitolách.

4.4.3 Složení splaškových odpadních vod

Splaškové odpadní vody jsou ve většině případů snadno sensoricky (vzhledově a pachově) rozpoznatelné. Obvykle jsou silně zakalené, mají šedavou až hnědou barvu a zapáchají. Vyčerpáním rozpuštěného kyslíku dochází ke ztmavnutí splaškových odpadních vod a k zintenzivnění jejich zápachu. Teplota splaškových odpadních vod se pohybuje v rozmezí od 5 do 20 °C a pH činí 6,8 až 7,5. (Švehla et al. 2007)

Složení splaškových odpadních vod je relativně stálé. Tyto vody obsahují vysoké množství rozpuštěných látek, nerozpuštěných látek (hrubé a plovoucí látky (např. papír, hadry, zbytky potravin), hrubé a rychle se usazující látky (příkladně písek), jemné a suspendované látky (např. zbytky potravin, kal) či jemné a koloidní látky plovoucí na povrchu (kupříkladu oleje a tuky)), dále mikroorganismů (bakterií a virů) a plynů (oxid uhličitý, sulfan, amoniak apod.). Látky obsažené ve splaškových odpadních vodách jsou převážně organického původu. Z těchto látek dominují aminokyseliny, lipidy (vosky, steroidy, fosfolipidy, volné vyšší alifatické kyseliny) a sacharidy. Znečišťujícími látkami obsaženými ve splaškových odpadních vodách jsou moč a tuhé fekálie (tyto tvoří až 80 % organických látek), dále zbytky rostlinné

a živočišné potraviny, používání čistících, mycích, namáčecích a pracích prostředků. (Kučerová et al. 2010)

Z dalších látek obsažených ve splaškových odpadních vodách je možné zmínit chloridy, sloučeniny dusíku a fosforu, sloučeniny síry (sírany a sulfidy), tenzidy, léky, biologicky rezistentní organické látky. (Pitter 1999)

Orientační složení splaškových odpadních vod je uvedeno v následující tabulce 1.

Tabulka 1: Orientační složení splaškových odpadních vod

Ukazatel znečištění	Hodnota	Jednotka
BSK ₅	100 - 400	mg/l
CHSK _{Cr}	150 - 800	
N _{celk}	30 - 70	
P _{celk}	5 - 15	
NL	200 - 700	
NH ₄ ⁺	20 - 45	
Rozpuštěné látky (RL)	600 – 800	
Sediment po 1 hod.	3 – 4,5	

Zdroj: Vlastní zpracování dle KUČEROVÁ, Radmila, FEČKO, Peter, LYČKOVÁ, Barbora. Úprava a čištění vody: Multimediální učební texty zaměřené na problematiku úpravy a čištění vody. *VŠB TU OSTRAVA* [online] 2010 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: http://homen.vsb.cz/hgf/546/materialy/radka_2010/.

Pro přehlednost lze uvést průměrné hodnoty znečištění splaškových odpadních vod v přepočtu na 1 obyvatele za den a koncentracním vyjádření tohoto znečištění (viz tabulka), které uvádí M. Pivokonský (2016/2017).

Tabulka 2: Průměrné hodnoty znečištění splaškových odpadních vod v přepočtu na 1 obyv. / den, včetně koncentračního vyjádření

Ukazatel znečištění	Absolutní vyjádření	Jednotka	Koncentrační vyjádření	Jednotka
BSK ₅	60	g	300 (400)	mg/l
CHSK _{Cr}	109 (120)		545 (800)	
N _{celk}	12		60	
P _{celk}	2 - 4		10 – 20	
EL	12		60	
NL	55		275	

Zdroj: Vlastní zpracování dle PIVOKONSKÝ, Martin. *Odpadní vody a jejich složení: 4. přednáška, kurz Znečišťování a ochrana vod* [online] 2016/2017 [cit. 2017-08-05]. Dostupné z: http://www.pivokonsky.wz.cz/ZOV16-17/znecestovani_ochrana_vod_4.pdf.

4.4.4 Složení průmyslových odpadních vod

Průmyslové odpadní vody představují velice rozmanitou skupinu odpadních vod, neboť jejich složení a vlastnosti jsou značně proměnlivé. Znečištění průmyslových odpadních vod závisí na druhu, charakteru a uspořádání výrobních procesů v průmyslovém podniku, z něhož jsou odváděny. Rovněž závisí na systému vodního hospodářství každého výrobního podniku. Pro průmyslové odpadní vody je charakteristické kolísání koncentrací a množství odpadních vod v rámci krátkých časových úseků. (Pivokonský 2016/2017)

K nejčastějším typům průmyslových odpadních vod patří zejména technologické odpadní vody, chladicí vody, splaškové vody, srážkové vody ze znečištěných ploch (kontaminované) a z neznečištěných ploch (nekontaminované), podzemní vody z hydrogeologických systémů ochrany (typické pro chemické a petrochemické průmyslové podniky). (Pivokonský 2016/2017)

Technologické vody obsahují v nejrůznějších kombinacích anorganické látky (rozpuštěné soli, rozpuštěné látky s kyselým či zásaditým pH (tj. kyseliny či louhy, příp. další podobné soli takto reagující), vyšší koncentrace anorganických živin (rozpuštěné sloučeniny dusíku a fosforu), nerozpustné látky, toxické látky), dále organické látky (biologicky rozložitelné i nerozložitelné (však netoxické), toxické látky, nerozpuštěné látky), ropné látky, radioaktivní látky, tepelné a mikrobiologické znečištění. (Chudoba

et al. 1991). Dle jakosti tak lze průmyslové odpadní vody rozdělit na mimořádně škodlivé, na znečištěné převážně organickými látkami rozložitelnými biologicky, na znečištěné převážně anorganickými látkami a na relativně neškodné. (Kučerová et al. 2010)

Vyjma základních ukazatelů znečištění odpadních vod uvedených v předchozí podkapitole 4.4.1 (tj. BSK₅, CHSK, N_{amon}, N_{anorg}, P_{celk}, NL, RAS, AOX) patří ke sledovaným ukazatelům s ohledem na druh výroby, zejména arzen (As), baryum (Ba), měď (Cu), chrom (Cr), chloridy (Cl⁻), aktivní chlór, kyanidy (CN⁻), extrahované látky (EL), železo (Fe), fluoridy (F⁻), jednosytné fenoly, rtuť (Hg), mangan (Mn), uhlovodíky C₁₀ – C₄₀, nikl (Ni), pH, polyaromatické uhlovodíky (PAU / PAH), olovo (Pb), sírany, sulfidy, zinek (Zn). (Pivokonský 2016/2017)

V minulosti byly průmyslové odpadní vody i přes přítomnost toxických látek v těchto vodách vypuštěny do kanalizace, a to bez ohledu na možnosti koncové čistírny odpadních vod (ČOV). V současné době se průmyslové odpadní vody v závislosti na obsahu nebezpečných látek a zvláště nebezpečných látek musí minimálně předčišťovat či musí být čištěny v samostatných průmyslových ČOV. (Pitter 1999)

Návrh technologie čištění průmyslových odpadních vod vychází z detailní analýzy vodního hospodářství konkrétního průmyslového podniku, z hodnocení jeho dílčích technologických procesů a způsobů, jakými je v nich voda využívána. Účel takové analýzy spočívá v nalézání možností ke snížení produkce znečištění, k omezení spotřeby vody či k zařazení vhodných procesů tzv. předčištění bezprostředně do procesu výrobního, což by umožnilo jakousi recyklaci zachycených složek nazpět do produkce či recirkulaci předčištěné vody. (Chudoba et al. 1991)

Průmyslové odpadní vody se vyčištěné vypouští buď samostatně do vodních recipientů, nebo společně se splaškovými odpadními vodami do veřejné (městské) kanalizace, která je zakončena ČOV. Vypouštění průmyslových odpadních vod do vod povrchových je řízeno emisními standardy na přípustnou míru znečištění odpadních vod a imisními standardy znečištění povrchových vod, do nichž jsou průmyslové odpadní vody vypouštěny Podíl průmyslových odpadních vod se různí. J. Malý a J. Malá (2006) uvádí, že v podmínkách České republiky činí průmyslové odpadní vody 80 % až 100 % ze splaškových odpadních vod.

4.4.5 Složení srážkových vod

Srážkové vody jsou tvořeny vodou ze srážek splachy a drenážní vodou. Srážkové vody jsou průchodem atmosférou a splachování nejrůznějších povrchových ploch znečišťovány různými nečistotami. Koncentrace znečišťujících látek je ve srážkových vodách nejvyšší v první fázi srážek (Švehla et al. 2007). Obecně je uváděno, že koncentrace organického znečištění srážkových vod zhruba odpovídá znečištění ve splaškových odpadních vodách. (Malý et Malá 2006)

Všeobecně platným pravidlem je, že kvalita srážkových vod se velmi mění a odvíjí se od množství různých parametrů, a to zejména od intenzity srážek, od předešlého průběhu srážek či od typických znaků sběrné oblasti stoky (tj. např. od podílu propustného a nepropustného povrchu, spádu, rozlohy apod.). (Švehla et al. 2007)

4.4.6 Složení balastních vod

Balastní vody bývají obvykle poměrně málo znečištěné, což je příčinou toho, že jejich přítomností bývají naředovány městské odpadní vody. Zde logicky platí pravidlo, že čím větší podíl balastní vody v městských odpadních vodách zaujímají, tím více jsou balastními vodami městské odpadní vody naředovány. V některých případech (především u nekvalitně řešených kanalizací) může být toto naředování značné natolik, že se biologické čištění městských odpadních vod na ČOV stává v důsledku jejich nízké koncentrace ($BSK_5 < 50 \text{ mg/l}$) značně problematické. (Hlavínek et al. 2006)

Podíl balastních vod v městských odpadních vodách je stanovována měřením či odhadem. V podmínkách České republiky je odhadováno množství 10 až 15 % balastních vod z celkového množství vod. (Malý et Malá 2006)

4.4.7 Složení odpadních vod ze zdravotnických zařízení

Protože odpadní vody ze zdravotnických zařízení jsou specifickým druhem odpadních vod, které však zákonná ani podzákonná právní úprava České republiky nikterak nevymezuje, je zapotřebí nejprve definovat samotný pojem „odpadní vody ze zdravotnických zařízení“. Při vymezení tohoto pojmu lze primárně vycházet z již výše zmiňované normy o odvádění a čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Odpadními vodami ze zdravotnických zařízení se dle této normy rozumí „*infekční a/nebo radioaktivní odpadní vody odtékající ze zdravotnických zařízení*“

(tj. z lůžkových oddělení nemocnic a laboratoří pracujících s infekčním materiálem, z prosektur, z veterinárních zařízení, z kafilerii, ze sanitních jatek; a to bez klíčového administrativního zařazení k resortu zdravotnictví, nýbrž pro povahu odpadních vod z epidemiologického nebo radiologického hlediska). Infekční odpadní vody představují „*odpadní vody obsahující choroboplodné zárodky takového druhu a v takovém množství, že vyžadují zvláštní opatření před vypouštěním do veřejné stokové sítě*“ a radioaktivní odpadní vody jsou „*odpadní vody, jejichž znečištění radionuklidy překračuje hodnoty, při kterých nelze tyto odpadní vody vypouštět do prostředí*“. (ČSN 75 6406 ©1996)

S ohledem na předpokládaný výskyt choroboplodných zárodků v odpadních vodách a z epidemiologického hlediska značné a závažné kontaminace lidí těmito zárodky jsou zdravotnická zařízení rozdělena do dvou kategorií. Na zařazování zdravotnických zařízení do jedné z těchto kategorií se uvažuje také možnost eventuálního využití neinfekčního lůžkového oddělení zdravotnického zařízení jako pohotovostního infekčního oddělení při epidemii vážných onemocnění. K první kategorii (I. kategorii) patří zdravotnická zařízení sloužící k izolaci a terapii přenosných nemocí a k manipulaci či zpracování infekčního materiálu obsahujícího vodou přenosné původce onemocnění (např. střevní patogeny, zárodky poliomyelitidy, infekční hepatitidy, antraxu, tuberkulózy, parazitární zárodky, leptospiry, enteroviry břišního tyfu a další). Do druhé kategorie (II. kategorie) náleží zdravotnická zařízení nesloužící k účelu, k němuž jsou určena zdravotnická zařízení I. kategorie. Ve druhé skupině zdravotnických zařízení se nepředpokládá významný výskyt choroboplodných zárodků. Do této kategorie spadají neinfekční lůžková oddělení polikliniky, zdravotnická střediska, ordinace lékařů, lázeňská zařízení, prádelny v nemocnicích, veškeré laboratoře zdravotnických zařízení (včetně mikrobiologických laboratoří a prosektur patologických oddělení). (ČSN 75 6406 ©1996)

Odpadní vody ze zdravotnických zařízení, které patří dle normy o odvádění a čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení do I. kategorie, u nichž je možná dekontaminace bezprostředně v místě jejich vzniku, lze vypouštět po této dekontaminaci přímo do veřejné stokové sítě. Jejich vypouštění však musí v souladu s kanalizačním řádem. Limity mikrobiologického znečištění povrchových vod jsou stanoveny nařízením vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod

do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech – viz tabulka 3. Pokud tyto limity splňují odtoky z čistíren odpadních vod ze zdravotnických zařízení I. kategorie, mohou být vypouštěny přímo do vodního recipientu. (ČSN 75 6406 ©1996)

Tabulka 3: Mikrobiologické ukazatele vyjadřující stav povrchové vody

Mikrobiologický ukazatel	Roční průměr přípustného znečištění	Maximální přípustné znečištění	Jednotka
Escherichia coli (ECOLI)	900	2 500	KTJ / 100 ml
Intestinální (střevní) enterokoky (ENT)	1 000 a 330	2 000	
Termotolerantní (fekální) koliformní bakterie (FC)	2 000	4 000	

Zdroj: Upraveno dle Přílohy č. 3, Části A Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění pozdějších předpisů. *Zákony pro lidi.cz* [online] 2015 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401/zneni-20160101#p16-1-1>.

Další limity pro vypouštění odpadních vod ze zdravotnických zařízení do povrchových vodních zdrojů stanovila Mezinárodní finanční korporace (International Finance Corporation – IFC) – viz tabulka 4.

Vypouštění nečištěných (nedekontaminovaných) odpadních vod přímo do veřejné stokové sítě se vztahuje rovněž na odpadní vody ze zdravotnických zařízení II. kategorie. Zde však platí podmínka, že veřejná stoková síť (jednotné soustavy či splašková stoková síť oddílné soustavy) musí být napojena na čistírnu městských odpadních vod. V případech, kdy není možné splnit tuto podmínku, musí být pro odpadní vody ze zdravotnických zařízení II. kategorie samostatná čistírna. (ČSN 75 6406 ©1996)

Tabulka 4: Kvalita vypouštěných odpadních vod ze zdravotnických zařízení dle Mezinárodní finanční korporace

Ukazatel znečištění	Hodnota	Jednotka
BSK ₅	50	mg/l
CHSK	250	
NL	50	
Tuky a oleje	10	
Kadmium (Cd)	0,05	
Chrom (Cr)	0,5	
Olovo (Pb)	0,1	
Rtuť (Hg)	0,01	
Celkový zbytkový chlór	0,2	
Fenoly	0,5	
pH	6 - 9	
Celkové koliformní bakterie	400	MPN / 100 ml

Zdroj: Vlastní zpracování dle Environmental, Health, and Safety Guidelines for Health Care Facilities. IFC: *International Finance Corporation* [online] 2007 [cit. 2017-07-20]. Dostupné z: <https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/bc554d80488658b6b6e6f66a6515bb18/Final+-+Health+Care+Facilities.pdf?MOD=AJPERES&id=1323161961169>.

WHO přirovnává složení odpadních vod ze zdravotnických zařízení ke složení středně znečištěných odpadních vod z domácností s tím rozdílem, že odpadní vody ze zdravotnických zařízení mohou obsahovat nejrůznější potenciálně nebezpečné látky (např. mikroorganismické patogeny jako jsou bakterie, viry), chemikálie, farmaceutika, radioaktivní izotopy a mnoho dalších. Srovnatelnost složení odpadních vod ze zdravotnických zařízení se složením odpadních vod z domácností odpovídá 75 % až 90 %. V 10 % až 25 % se jedná o nebezpečný zdravotnický odpad, který může představovat množství zdravotních rizik pro člověka i rizik pro životní prostředí (Chartier et al. 2014). Takové srovnání složení odpadních vod ze zdravotnických zařízení se složením odpadních vod z domácností ve své prezentaci publikoval CH. Amit (2017). (viz tabulka 5).

Tabulka 5: Srovnání složení odpadních vod ze zdravotnických zařízení se složením odpadních vod z domácností

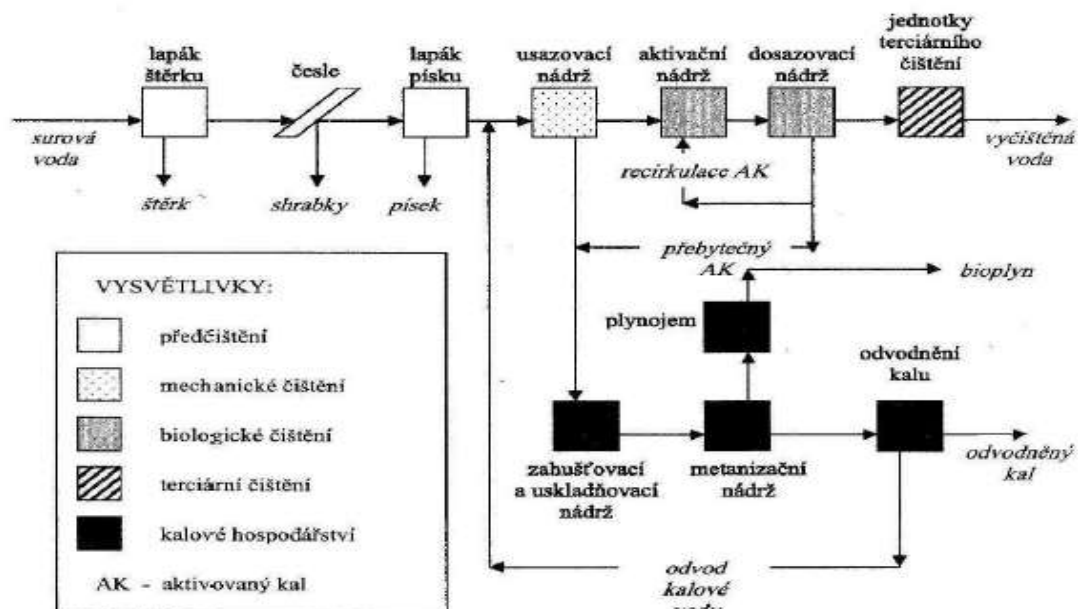
Ukazatel znečištění	Odpadní vody ze zdravotnických zařízení	Odpadní vody z domácností	Jednotka
BSK ₅	300 - 400	200 – 300	mg/l
CHSK	800 - 1 000	600 – 800	
N _{celk}	5 - 80	20 – 70	
P _{celk}	0,2 - 13	4 – 10	
NL	400 - 600	150 – 300	
Tuky a oleje	5 - 60	50 – 100	
Celkové tenzidy	3 - 7,2	4 – 8	-
pH	7,7 - 8,1	7,5 - 8,5	-
Escherichia coli	10 ³ - 10 ⁶	10 ⁶ - 10 ⁷	MPN / 100 ml
Fekální koliformní bakterie	10 ³ - 10 ⁷	10 ⁶ - 10 ⁸	
Celkové koliformní bakterie	10 ⁵ - 10 ⁸	10 ⁷ - 10 ⁹	

Zdroj: Vlastní zpracování dle AMIT, Christian. Hospital Wastewater Management. *SlideShare* [online] 2017 [cit. 2017-07-20]. Dostupné z: <https://www.slideshare.net/amitc2108/hospital-wastewater-management-60640281>.

5 Metody čištění odpadních vod

Tato kapitola bakalářské práce se zabývá popisem jednotlivých metod čištění odpadních vod se zaměřením na čištění komunálních odpadních vod a na čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Nutno však podotknout, že následující všeobecná charakteristika čištění odpadních vod má blíže k procesu čištění spíše městských odpadních vod, neboť čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení vykazuje určitá specifika

Obrázek 2: Blokové schéma technologické linky velkých a středních čistíren městských odpadních vod



Zdroj: ŠVEHLA, Pavel, TLUSTOŠ, Pavel, BALÍK, Jiří. *Odpadní vody*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2007. 142 s. ISBN 978-80-213-1716-1

Čištění odpadních vod je poměrně složitým procesem, probíhajícím ve čtyřech stupních: I. stupeň – předčištění odpadních vod, II. stupeň – primární mechanické čištění odpadních vod, III. stupeň – sekundární biologické čištění odpadních vod, IV. stupeň – terciární čištění odpadních vod a kalové hospodářství.

Obecně lze proces čištění odpadních vod znázornit blokovým schématem technologické linky velkých a středních čistíren městských odpadních vod uvedeným na obrázku 2.

. Čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení je upraveno již zmiňovanou českou normou ČSN 75 6406 (1996, týkající se odvádění a čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Při čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení je využíváno běžných i speciálních postupů, které jsou používány rovněž při čištění komunálních odpadních vod v městských čistírnách odpadních vod. Norma přímo uvádí, že „*čištěním odpadních vod ze zdravotnických zařízení musí být dosaženo takového snížení obsahu znečištění, aby následná desinfekce byla účinná a hospodárná a aby vypouštěné vyčištěné odpadní vody vyhovovaly kanalizačnímu řádu veřejné kanalizace nebo požadavkům vodohospodářského orgánu a orgánu hygienické služby pro jejich vypouštění do vodního recipientu*“. (ČSN 75 6406 ©1996)

5.1 Předčištění odpadních vod

První stupeň procesu čištění odpadních vod představuje tzv. předčištění. Jedná se o postup, kterým jsou z odpadní vody odstraňovány hrubé nerozpuštěné makroskopické předměty a látky, neboť jejich přítomnost v rámci dalších stupňů procesu čištění odpadních vod není žádoucí (Chudoba et al. 1991). Z technologického hlediska se jedná o relativně jednoduché postupy mechanické separace znečišťujících látek. V tomto procesu dochází k separaci hrubších materiálů do velikosti přibližně 1 mm neboli k cezení na česlích a sítích. Tato bývají různě zkonstruovaná a mají odlišné velikosti průlin (příp. otvorů) určujících velikost zachycených částic. Jsou rozlišovány hrubé a jemné česle, spádová síta, samočisticí česle, stupňové česle, bubnová pohyblivá a nepohyblivá síta, dle způsobu vyklízení pak ručně a strojně stírané (Hlavínek et al. 2006). Produktem vznikajícím na česlích se nazývají shrabky (Švehla et al 2007). Pro zachycení písku a minerálních částic slouží tzv. lapáky písku a šterku. Ty jsou navrženy pro zachycení částic do velikosti zrn od 0,2 do 0,25 mm. Činnost lapáků je založena na principu snížení průtočné rychlosti vody s využitím gravitační síly a rozdílu hustot. Dle způsobu odstraňování písku je možné rozlišit ruční a strojní lapáky, dle směru průtoku pak horizontální a vertikální. (Hlavínek et al. 2006)

Předčištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení se odvíjí od povahy jejich znečištění. Objekty pro předčištění těchto odpadních vod (tj. lapáky šterku, česle, mělniče, lapáky písku a plovoucích látek, lapáky tuků a olejů) jsou v čistírně zařazovány na začátek procesu čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Při navrhování těchto objektů se vychází z české technické normy ČSN 75 6401 (2014).

5.2 Primární mechanické čištění odpadních vod

Druhým stupněm čištění odpadních vod je primární mechanické čištění. K tomuto procesu je odpadní voda převáděna po prvním stupni čištění, kde byla zbavena hrubých nečistot a písku. Hlavním procesem mechanického čištění odpadních vod je odstraňování ostatních usaditelných látek - sedimentace. Tento proces je nejrozšířenějším separačním postupem. K oddělování tuhých částic dochází gravitací, která se odvíjí od velikosti, tvaru a hustoty částice a také od hustoty kapaliny. Ze sedimentačního hlediska je významná i povaha suspenze, jež může být tvořená ze zrnitých a vločkovitých částic. Obvykle jsou separovány částice o sedimentační rychlosti vyšší než 10^{-5} m/hod. V rámci sedimentace částic suspenze je rozlišována sedimentace prostá a rušená. Při dalším zvyšování koncentrace suspendovaných částic dochází k tzv. zahušťování suspenze. Jedná se o vznik dvou od sebe separovaných prostředí. Gravitační oddělování suspendovaných látek, které jsou obsaženy v odpadní vodě, probíhá v usazovacích nádržích. Ty lze rozlišit dle zařazení v technologické lince na primární a sekundární, dále dle tvaru a průtoku v nádrži na pravoúhlé a kruhové s horizontálním průtokem, kruhové s vertikálním průtokem a šterbinové usazovací nádrže s kalovým prostorem. (Hlavínek et al. 2006)

Materiál separovaný od odpadní vody v usazovacích nádržích je označován jako primární kal. Proces primárního mechanického čištění odpadních vod zahrnuje rovněž další postupy, a to zejména odlučování lehkých částic, flotaci, filtraci, koagulaci a neutralizaci. (Švehla et al. 2007)

5.3 Sekundární biologické čištění odpadních vod

Třetím stupněm čištění odpadních vod je sekundární biologické čištění. Odpadní vody, které jsou zbaveny hrubých nečistot, většiny usaditelných látek a tuků, jsou dále přiváděny právě k tomuto procesu čištění. Všechny biologické čistírenské procesy jsou založeny na biochemických oxidačně redukčních reakcích. Sekundární biologické čištění odpadních vod zahrnuje aerobní a anaerobní čištění. Při biologickém čištění odpadních vod v aerobních podmínkách jsou uplatňovány biochemické procesy, které jsou podmíněny činností aerobních mikroorganismů rozkládajících organické látky, které jsou obsaženy v odpadních vodách (tzv. substrát), prostřednictvím oxidačních procesů za přítomnosti molekulárního kyslíku. Mezi nejčastěji využívané technologie biologického čištění odpadních vod patří aktivační systémy, biofilmové reaktory

a stabilizační nádrže. V rámci anaerobního biologického čištění odpadních vod jsou uplatňovány procesy jako je hydrolýza, acidogeneze, acetogeneze a methanogeneze. Řízení anaerobní procesy je možné s výhodou použít nejen pro čištění odpadních vod, ale také pro stabilizaci kalů – pro zpracování substrátů s vysokou koncentrací organických látek. Anaerobní biologické čištění odpadních vod je prováděno v anaerobním reaktoru. (Hlavínek et al. 2006)

V rámci dimenzování biologické části čistírny odpadních vod ze zdravotnických zařízení musí být bráno v úvahu působení dezinfekčních prostředků obsažených v těchto odpadních vodách na čistírenskou technologii. (ČSN 75 6406 ©1996)

5.4 Terciární čištění odpadních vod a kalové hospodářství

Čtvrtým stupněm čištění odpadních vod je terciární čištění zahrnující oblast kalového hospodářství. Terciárnímu čištění odpadních vod a kalovému hospodářství je věnována samostatná kapitola.

Pro shrnutí výše všeobecně popsaných metod čištění odpadních vod lze říci že: V současnosti využívané procesy čištění odpadních vod jsou schopny zachycení a odstranění některých genotoxických látek, avšak některé z nich jsou jen velice obtížně biodegradovatelné, čímž se snadno mohou dostat do povrchových vod a nezřídka kdy také do vod pozemních či dokonce do pitné vody. V posledních letech byla v České republice v pitné vodě prokázána přítomnost léčiv jako je Ibuprofen, Karbamazepin či Diklofenak). Odstraňování patogenů z odpadních vod ze zdravotnických zařízení vyžaduje značné množství dezinfekčních prostředků a detergentů. Holým faktem je, že nejpoužívanější dezinfekční prostředky jsou na bázi chloru (resp. chlornanu sodného) nebo obsahují aldehydy, jejich deriváty (např. glutaraldehyd). Nutno dodat, že chlor z dezinfekčních prostředků reaguje s organickými látkami, které jsou přítomné ve vodním prostředí, čímž dochází ke vzniku toxických a genotoxických adsorbovaných organických halogenů. (Vlková et al. 2016)

6 Metody čištění genotoxického znečištění odpadních vod

Genotoxické znečištění odpadních vod je řešeno v rámci čtvrtého stupně procesu čištění odpadních vod, jímž je terciární čištění a problematika kalového hospodářství. Popis terciárního čištění odpadních vod a kalového hospodářství jsou popsány v následujících podkapitolách.

6.1 Terciární čištění odpadních vod

Vyčištěná odpadní voda mechanickým a biologickým čištěním je v některých případech podrobována dalšímu (čtvrtému) stupni čištění odpadních vod, jímž je terciární čištění. Terciárním čištěním odpadních vod se rozumí jakékoliv zpracování odtoků z mechanicko-biologických čistíren odpadních vod s cílem snížení zbylého znečištění neboli k dočištění chemického, mikrobiologického, genotoxického či jiného charakteru. Při terciárním čištění odpadních vod je nejčastěji využíváno procesů, jako je chlorace, biologické dočišťování ve stabilizačních nádržích, filtrace, adsorpce na aktivním uhlí a srážení. Terciární čištění odpadních vod slouží rovněž k odstranění fosforu, nerozpuštěných látek a k hygienizaci vody odstraněním patogenů. (Švehla et al. 2007)

U odpadních vod ze zdravotnických zařízení spočívá terciární čištění těchto vod v jejich dezinfekci. Požadavek na dezinfekci odpadních vod platí pro zdravotnická zařízení I. kategorie. Zdravotnických zařízení II. kategorie se dezinfekce netýká. Výjimkou jsou však případy, kdy dezinfekci odpadních vod ze zdravotnických zařízení II. kategorie nařídí příslušný vodohospodářský orgán. Odpadní vody ze zdravotnických zařízení jsou běžně dezinfikovány chlorováním, tepelným zpracováním, ultrafialovým a radiačním ozařováním nebo ozonizací. Zbytkový chlor užitý při dezinfekci odpadních vod ze zdravotnických zařízení I. kategorie se musí ve vodě odtékající z čistírny pohybovat v rozmezí od 0,5 do 1 mg/l. Množství zbytkového chloru ve vodách, které jsou odváděny do čistíren městských odpadních vod nebo přímo do vodního recipientu nesmí narušit následné biologické čištění těchto vod nebo samočisticí schopnost samotného vodního recipientu. Dávka chloru nutná k dezinfekci jen mechanicky vyčištěných odpadních vod ze zdravotnických zařízení I. kategorie činí

60 g chloru / 1 m³ odpadních vod. Pro biologicky vyčištěné odpadní vody z těchto zařízení se jedná o dávku 20 g chloru / 1 m³. (Chen et al. 2014)

6.2 Metody čištění odpadních vod ze zdravotnického zařízení

Dezinfekce chlorem

Chlor (volný chlor Cl₂) jako sloučenina je jedním z velmi silných látek a používá se hojně k desinfekci odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Pro desinfekci vod se používá dlouhou dobu a obsah volného chloru se blíží k 100 %, takže schopnost dezinfekce vody je velmi silná, zbytek volných látek tvoří nečistoty. Výhodou je nízká cena, silná sterilizace a dlouhodobé osvědčení sterilizace v čase. Na druhou stranu je volný chlor vysoce toxickou látkou. Tvoří se vedlejší produkty jako například trihalogenmethany (THM), které mohou být karcinogenní. Aplikace samotného chloru Cl₂ je v zahraničí i v České Republice omezena, jelikož rozpustnost a hydrolytická reakce je kvůli nízké stabilitě chloru ovlivněny kvalitou vody, teplotou, dobou zdržení a pH. což má za následek přímý vliv na stabilitu dezinfekčního efektu (Chen et al. 2014)

Dezinfekce chlornanem sodným

Obsah volného chloru Cl₂ v chlornanu sodném NaClO je zhruba 5 – 20 %. Tento desinfekční prostředek se může připravovat přímo na místě čistírny ve standartním NaClO generátoru. Dezinfekce Chlornanem sodným je výhodnější než dezinfekce volným chlorem a v porovnání má menší toxicitu, větší stabilitu a nízké provozní náklady. Negativem je ale menší účinnost dezinfekce, vyšší spotřeba energie a silná korozivita. (Svoboda 2011; Chen et al. 2014)

Dezinfekce oxidem chloričitým

Pro proces čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení je pravděpodobně oxid chloričitý (ClO₂) nejvhodnější desinfekční látkou na bázi chloru. Oxid chloričitý je velmi silné oxidační činidlo a za kyselých podmínek je velmi dobrá rozpustnost ve vodě. Často způsobuje změnu prostorové struktury molekul, mikrobiálních enzymů i proteinů, což vede k usmrcení choroboplodných zárodků, jako jsou bakterie, viry, houby, plísně. Výhodou použití oxidu chloričitého je i odstranění zápachu, oxidace vody i odstranění nežádoucího zbarvení. Nevýhodou tohoto desinfekčního činidla je možný vznik vedlejších produktů ClO₃⁻, ClO₂⁻ v alkalických

podmínkách, které mohou způsobit újmu na životním prostředí a u člověka mohou způsobit hemolytickou anémii. Výhoda v použití v prostorách čistírny odpadních vod jsou nízké náklady, nevznikají vedlejší produkty a proces této dezinfekce je poměrně jednoduchý. (Chen et al. 2014)

Dezinfekce ozonem

Novějším druhem desinfekce se k čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení používán ozon (O_3). Dezinfekce ozonem má velký baktericidní efekt, dále má velmi dobrý efekt na zbavení vody zápachu, organického znečištění a nežádoucího zabarvení. Molekula ozonu se skládá z velmi nestabilních tří molekul kyslíku, které se ve vodě uvolňují s velkým oxidačním účinkem, rychlým rozkladem mikroorganismů ve vodě a v neposlední řadě velmi dobrá schopnost zabíjet viry a bakterie. Pořizovací náklady na zařízení vyrábějící ozon v prostorách čistírny odpadních vod jsou sice vysoké, ale desinfekční efekt je velmi vysoký. Tento efekt může být ovlivněn faktory jako je teplota, amonný dusík nebo pH v odpadních vodách. (Chen et al. 2014)

Dezinfekce UV zářením

Ultrafialové záření neboli UV záření je elektromagnetické vlnění o vlnové délce v rozsahu 200 – 400nm. UV záření se může dělit podle vlnové délky na tři kategorie a to UV-A, UV-B, UV-C a vakuové záření V-UV. Toto vakuové záření není vhodné pro dezinfekci odpadních vod, jelikož může být absorbováno a efekt se rovná nule. Nejvhodnější pro desinfekci odpadních vod je záření UV-C, které je schopné zabíjet jako viry, bakterie tak i mikroby. Principem dezinfekce vody pomocí ultrafialového záření je v poškození struktury DNA i RNA jednobuněčných organismů, patovirů, bakterií a po vystavení působení UV-C světla, které je generováno přes speciální UV lampy se stávají inaktivními, ale nejsou usmrceny. Nejvhodnější vlnová délka se používá 253,7 nm. (Chen et al. 2014)

Termická dezinfekce

Při dezinfekci odpadních vod ze zdravotnických zařízení tepelným zpracováním neboli termickou dezinfekcí činí doba zdržení odpadních vod 20 min a hodnoty teplot dle choroboplodných zárodků dosahují 115 °C (hepatitis a antrax), 90 °C (tuberkulóza) a 80 °C (ostatní). Po termické dezinfekci musí být odpadní vody ze zdravotnických zařízení ochlazeny, aby jejich teplota na odtoku do stokové sítě byla

nižší než 40 °C. Kanalizační řád však může požadovat také nižší teploty. Zařízení pro dezinfekci odpadních vod ze zdravotnických zařízení tepelným zpracováním musí být opatřeno registračním teploměrem, který slouží měření průběhu teploty v těchto vodách. Rovněž musí být opatřeno protizápachovou úpravou. Čistírna musí být pro účely nepřetržité dezinfekce dále opatřena rezervním provozuschopným dezinfekčním zařízením, a dostatečným prostorem pro dezinfekční látku. Tato metoda je již starší a méně používána (ČSN 75 6406 ©1996).

V průběhu zkoumání technologických postupů v procesu čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení se dá zhodnotit, že dezinfekce UV zářením je nejvýhodnější metodou. Má krátkou reakční dobu, dobře odstraňuje mikrobiologické znečištění, je spolehlivá a nevyžaduje náročnou údržbu, ale je velmi vhodné jí doplnit o filtraci před vlastní čistící proces, tzv. předfiltraci, aby její efekt byl co nejvyšší. Dalšími vhodnými metodami je dezinfekce ozonem a oxidem chloričitým. Za nevhodné při úpravě vod se pak jeví volný chlor Cl_2 a NaOCl kvůli vysoké tvorbě vedlejších produktů. Dále je nevhodná dezinfekce termickou reakcí, nejen proto, že je tato metoda již překonaná jinými čistícími procesy, ale má i vysoké náklady s menší dezinfekční účinností

6.3 Kalové hospodářství

Znečištění odpadních vod je odstraňováno ve formě kalu (různého charakteru, vlastností a objemu) obsahujícího vysoké procento vody. Kal obsahuje kapalné i pevné látky. Kal má vločkový charakter, což značí, že obě tyto fáze jsou vzájemně jen těžce separovatelné. Je složen z anorganických i organických látek.

Při zapracování kalu do půdy je z anorganického znečištění nejvýznamnější celkový obsah dusíku a fosforu, včetně obsahu těžkých kovů (např. olova, kadmia, mědi, chromu, rtuti, niklu a zinku). Z organických látek obsažených v kalu lze uvést mikroorganismy, různě rozložené polutanty, lidské a zvířecí patogeny (bakterie, prvoci, paraziti – červi, viry) apod. Kal, který je oddělen během čištění odpadních vod, je označován jako surový kal. Tento kal je pro účely biologické stability dále zpracováván. Dle toho, odkud je kal z čištění odpadních vod získáván, je rozdělován na kal primární (pochází z mechanického stupně čištění), sekundární biologický kal (z biologického stupně čištění) a terciární kal (ze srážení po biologickém čištění). Kal jako takový je zapotřebí dále zpracovat. Samotné zpracování kalu vhodnými technickými,

finančními a environmentálními metodami je náročné. Proto je kalové hospodářství jedním z nejdůležitějších stupňů procesu čištění odpadních vod. (Dolejš 1996)

Kalové hospodářství je složeno z dílčích stupňů tvořících posloupnost procesů jako je zahušťování, stabilizace, vyhnívání a odvodnění. (Dolejš 1996)

Problematika kalového hospodářství v procesu čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení je opět upravena normou týkající se odvádění a čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Zpracování zachyceného kalu z čistíren ze zdravotnických zařízení I. kategorie musí být řešeno způsobem, aby choroboplodné zárodky byly úplně zlikvidovány (příkladně tepelným zpracováním). Teploty a doba držení kalu je při tepelném zpracování shodná, jako tomu bylo v případě termické dezinfekce odpadních vod ze zdravotnických zařízení. V rámci dimenzování kalového prostoru vyhnívacích nádrží je nezbytné navržené hodnoty navýšit o 20 %, a to s ohledem na obsah antibiotik a dezinfekčních prostředků v odpadních vodách ze zdravotnických zařízení. Kalová voda, která se uvolňuje při všech způsobech zpracování kalu, musí být odváděna nazpět do procesu čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Kompostování odvodněného kalu z čistíren ze zdravotnických zařízení je upraveno českou technickou normou ČSN 46 5735 (1991): Průmyslové komposty.

V rámci kompostování odvodněného kalu z čistíren ze zdravotnických zařízení I. kategorie je nutno přidávat vápno, a to v nejmenším množství $10 \text{ kg} / \text{m}^3$ odvodněného kalu. Další nezbytnou podmínkou je kompostování kalu po dobu minimálně 2 let. Odvodněný kal s vápnem musí být navíc přikryt přinejmenším 200 mm vysokou vrstvou zeminy. Kal zpracovaný dle výše uvedené normy a odvodněný kal s vápnem je možné po kompostování využít ke hnojení jen při bezprostředním zaorávání. Takový kompost není možné použít ke hnojení půd, na nichž se pěstují zemědělské plodiny, které jsou určeny k výživě člověka a ke hnojení ploch vyhrazených pro sport a rekreaci. Mezi další způsoby likvidace kalu z čistíren ze zdravotnických zařízení I. kategorie patří skládkování a spalování. (ČSN 75 6406 ©1996)

7 Vliv procesu čištění odpadních vod na degradaci léčiv s genotoxickým nebo teratogenním účinkem

Pokud předpokládáme zbytky léčiv vyskytující se ve vodách od začátku průmyslové výroby různých druhů léčiv, (zhruba období 50-100 let), tak relevance pro pitnou vodu v dřívějších letech byla velmi nízká z mnoha důvodů. Za prvé se léky nevyužívaly v takovém množství jako dnes, za druhé byl nízký podíl povrchových vod na výrobě pitné vody. Jak vzrůstala postupně spotřeba léků i využití povrchových vod, vzrůstalo riziko, které by nebylo odhaleno, pokud by nebyly nové technologické metody, analýzy a testovací techniky (Kožíšek 2008).

Vliv v procesu čištění odpadních vod má poměr koncentrací léčiv na vstupu a výstupu z čističky odpadních vod. Umožňují se tím identifikovat ta léčiva, která jsou odstraňována minimálně během procesu čištění odpadních vod a představují tím potenciální nebezpečí pro životní prostředí. V tabulce 6 jsou uvedeny látky podle rezistence k čistícímu procesu. Na léky s účinnou látkou sotalol nebo karbamazepin čistící proces má velmi slabý účinek naproti tomu paracetamol obsažený v léku Paralen je odstraňován čistícím procesem velmi účinně, téměř o dva řády (Kožíšek 2008).

Tabulka 6: Zástupci sledovaných látek v odpadních vodách

		ČOV vstup			ČOV výstup		Výstup /vstup
Léčivo	nos	MEC [µg/l]	Min-Max [µg/l]	noS	MEC [µg/l]	Min-Max [µg/l]	ČOV Vstup
Karbamazepin	256	0,753	0-2,2	660	0,789	0-2,9	1,048
Sotalol	51	0,89	0,167-2,5	171	0,924	0,185-1,8	1,039
diklofenak	269	1,046	0-3,5	761	0,842	0-2,51	0,805
Tulip (fenazon)	55	0,102	0-0,35	309	0,075	0-0,33	0,738
Naproxen	184	6,958	0,004-40,7	525	0,796	0-12,5	0,114
Paralen (Paracetamol)	10	21,2	0,134	187	0,23	0-5,704	0,011

Zdroj: Vlastní zpracování dle Kožíšek F., Čadek V.: Léčiva v pitných vodách. Sborník konference Pitná voda 2008, s. 77-88. W&ET Team, Č. Budějovice 2008. ISBN 978-80-254-2034-8 [online] 2018 [cit. 2018-01-20]. Dostupné z: <http://www.wet-team.cz/files/konference/2008/PV%20Tabor/11-Kozisek%2CCadek.pdf60640281>.

7.1 Eliminace léčiv s genotoxickými nebo teratogenními účinky během břehové filtrace.

Povrchové vody zejména z jezer a řek se do podzemních vod dostávají infiltrací přes vrstvy sedimentů. Během infiltrace mohou nastat tři situace, jakými se organické látky dostávají do podzemních vod. Jedná se o absorpci, transformaci nebo degenerační procesy. Degenerovatelnost účinků léčiv při kontaktu s půdou a sedimenty v povrchových vodách nebo břehovém infiltrátu se stanoví porovnáním zbytků léčiv. V tabulce 7 jsou uvedeny vybraná léčiva dostupná pro břehový infiltrát i pro povrchovou vodu. Koeficient MEC (BF) / MEC (SW) nám poskytuje odhad degradace léčiv v průběhu vyluhování do sedimentů i půdy a jejich následnou schopnost prosakovat do spodních vod. Pro srovnání účinnosti uvádíme v tabulce zástupce paracetamolu, který není genotoxický. (Kožíšek 2008)

Tabulka 7: vybraná léčiva dostupná pro břehový infiltrát i pro povrchovou vodu.

		ČOV vstup			ČOV výstup		Výstup /vstup
Léčivo	nos	MEC [µg/l]	Min-Max [µg/l]	noS	MEC [µg/l]	Min-Max [µg/l]	ČOV Vstup
Karbamazepin	256	0,753	0-2,2	660	0,789	0-2,9	1,048
Sotalol	51	0,89	0,167-2,5	171	0,924	0,185-1,8	1,039
diklofenak	269	1,046	0-3,5	761	0,842	0-2,51	0,805
Tulip (fenazon)	55	0,102	0-0,35	309	0,075	0-0,33	0,738
Naproxen	184	6,958	0,004-40,7	525	0,796	0-12,5	0,114
Paralen (Paracetamol)	10	21,2	0,134	187	0,23	0-5,704	0,011

Zdroj: Vlastní zpracování dle Kožíšek F., Čadek V.: Léčiva v pitných vodách. Sborník konference Pitná voda 2008, s. 77-88. W&ET Team, Č. Budějovice 2008. ISBN 978-80-254-2034-8
[online] 2018 [cit. 2018-01-20]. Dostupné z:
<http://www.wetteam.cz/files/konference/2008/PV%20Tabor/11-Kozisek%2CCadek.pdf60640281>

7.2 Vliv úpravy pitné vody

Léčiva mají specifické vlastnosti a je malá pravděpodobnost, že jejich výskyt v surové vodě, která se používá pro výrobu vody pitné, budou významně odstraněna, pokud se použijí běžné čistící procesy. Westerhoff (2005) uvádí, že látky např.

karbamazepin, iopromid nebo diklofenak, mají sníženou čistící účinnost zhruba 20 % při použití flokulace s železem a hliníkem. Účinnější je odstraňování léčiv pomocí ozonizace, anebo absorpce na aktivním uhlí. Ale i tyto metody bývají u některých látek méně účinné a nedokáží odstranit zcela všechny látky. Koeficient oktanol – voda (K_{ow}) se používá pro odhad absorpce léčiv na aktivním uhlí. Vysoká míra odstranění byla dosažena při použití 5 mg/l aktivního uhlí po dobu 4 hodin působení pro látky s K_{ow} větší než 3. Jedná se o 75 – 100% míry odstranění pro látky karbamazepin. Menší míra účinku byla zjištěna pro karboxylové látky např. Diklofenak, jelikož jsou ve vodě do jisté míry disociovány a výsledkem toho je elektrická aktivita těchto látek záporná. Dále Westerhoff (2005) píše, že látky se záporně nabitými částicemi se na aktivním uhlí méně absorbují, což je vidět z hodnot $\log K_{ow}$ příslušných protonových čísel.

Pro odstranění přírodních organických mikropolutantů (problémy se zápachem nebo barvou), ale i antropogenních kontaminantů se používá oxidace ozonem. Při ozonizaci vzniká vysoká reakční rychlost. Při dané ozonizaci látek s dvojnou vazbou, struktury s heteroatomy nebo aromatickou strukturou. Vysoká reakční schopnost mezi 10^5 až 10^6 l/mol dosahuje Diklofenak, karbamazepin. Nízká reakční schopnost je pro léky bez reaktivních míst (Ibuprofen 9,6 l/mol's). (Huber M. M. 2003).

7.3 Výskyt léčiv v pitné a podzemní vodě

Kožíšek (2008) uvádí ve svém článku, že v podzemní a pitné vodě se podle literatury našlo 10 druhů léčiv. Jedná se především o amidoh, fenazon, iohexal, propyfenazon, diatriozát sodný, iomeprol, iopromid, karbamazepin, sulfamethoxal, iopamidol. Celkově uvádí 23 druhů léčiv vyskytující se v podzemní vodě a 19 léčiv v pitné vodě. Z našich zkoumaných léčiv se v podzemní vodě vyskytuje karbamazepin a Tulip (fenazon). V pitné vodě se nachází karbamazepin, Tulip (fenazon) a Paralen (paracetamol) Ostatní sledované látky byly pod mezí detekce nebo se ve zkoumaném vzorku nenacházely.

Za zmínku je vhodné uvést, že karbamazepin a Tulip (fenazon) jsou nejčastěji se vyskytující léky v podzemní vodě. V pitné vodě se nejčastěji nachází ibuprofen, kyselina klobifrová, karbamazepin, paracetamol. (Kožíšek 2008)

Pro srovnání výskytů látek uvádíme v tabulce 8 a 9 porovnání výskytu v podzemní a pitné vodě.

Tabulka 8: Výskyt léčiv v podzemní vodě

		ČOV vstup			ČOV výstup		Výstup /vstup
Léčivo	nos	MEC [µg/l]	Min-Max [µg/l]	noS	MEC [µg/l]	Min-Max [µg/l]	ČOV Vstup
Karbamazepin	256	0,753	0-2,2	660	0,789	0-2,9	1,048
Sotalol	51	0,89	0,167-2,5	171	0,924	0,185-1,8	1,039
diklofenak	269	1,046	0-3,5	761	0,842	0-2,51	0,805
Tulip	55	0,102	0-0,35	309	0,075	0-0,33	0,738
Naproxen	184	6,958	0,004-40,7	525	0,796	0-12,5	0,114
Paralen	10	21,2	0,134	187	0,23	0-5,704	0,011

Zdroj: Vlastní zpracování dle Kožíšek F., Čadek V.: Léčiva v pitných vodách. Sborník konference Pitná voda 2008, s. 77-88. W&ET Team, Č. Budějovice 2008. ISBN 978-80-254-2034-8 [online] 2018 [cit. 2018-01-20]. Dostupné z: <http://www.wet-team.cz/files/konference/2008/PV%20Tabor/11-Kozisek%2CCadek.pdf60640281>

Tabulka 9: Výskyt látek v pitné vodě

		ČOV vstup			ČOV výstup		Výstup /vstup
Léčivo	nos	MEC [µg/l]	Min-Max [µg/l]	noS	MEC [µg/l]	Min-Max [µg/l]	ČOV Vstup
Karbamazepin	256	0,753	0-2,2	660	0,789	0-2,9	1,048
Sotalol	51	0,89	0,167-2,5	171	0,924	0,185-1,8	1,039
diklofenak	269	1,046	0-3,5	761	0,842	0-2,51	0,805
Tulip	55	0,102	0-0,35	309	0,075	0-0,33	0,738
Naproxen	184	6,958	0,004-40,7	525	0,796	0-12,5	0,114
Paralen	10	21,2	0,134	187	0,23	0-5,704	0,011

Zdroj: Vlastní zpracování dle Kožíšek F., Čadek V.: Léčiva v pitných vodách. Sborník konference Pitná voda 2008, s. 77-88. W&ET Team, Č. Budějovice 2008. ISBN 978-80-254-2034-8 [online] 2018 [cit. 2018-01-20]. Dostupné z: <http://www.wet-team.cz/files/konference/2008/PV%20Tabor/11-Kozisek%2CCadek.pdf60640281>

7.4 Zdravotní rizika a rizika pro životní prostředí

Dat z analýz testů o výskytu léků v pitné vodě je poměrně málo. Testy jsou zatíženy nejistotou, a tudíž se látky hodnotí jednotlivě, bez vazby na ostatní, ale nelze vyloučit, že se v pitné vodě mohou, vyskytnou v různých kombinacích spojených do směsí. Některé laboratorní pokusy, které zkoumaly účinky směsí léků a jejich účinných látek v nízkých koncentracích, které jsou přípustné pro výskyt v životním prostředí. (Havlová 2008)

Zvýšená pozornost lékům v pitné vodě by měla být věnována zejména látkám s hormonálními účinky (estradiol), mutagenním potenciálem (chemoterapeutika, cytostatika). Pozornost patří i antibiotikům (rezistentní patogenní zárodky vůči antibiotikům jsou diskutabilní a mohou vážně ohrozit populace) a léky s jinými škodlivými účinky s teratogenitou nebo genotoxicitou jako je karbamazepin (může stimulovat funkční procesy látkové výměny), betablokátory (Tulip), při trvalé přítomnosti modulují hustotu receptorů na cílových buňkách). (Havlová K., 2008)

Kdyby se v budoucnosti dokázalo, že koncentrace vyskytujících se léčiv v pitné a podzemní vodě nemají žádné negativní zdravotní riziko ani riziko pro životní prostředí, vyskytuje se zde ještě jeden důležitý aspekt – hygienický. Pitná voda má být chutná a příjemná, má vybízet k jejímu užívání, nevzbuzovat odpor spotřebitele. Nalézání léčiv v surových a pitných vodách zviditelňuje skrytý konflikt. Léčiva používaná v medicíně sice v pitné vodě mohou vzbuzovat odpor, pokud si uvědomíme, jakou cestou se léčiva do vody dostali, i když není dosud prokázáno zdravotní riziko. (Kožíšek 2008)

8 Posouzení rizik z genotoxicity odpadních vod

V této kapitole bakalářské práce se zaměřujeme na rizika znečištění genotoxickými látkami pro životní prostředí a lidské zdraví.

Největším zdrojem genotoxicity v odpadních vodách ze zdravotnických zařízení jsou především farmaka (cytostatika, antibiotika, karbamazepin, Naproxen a jiné), dále vedlejší produkty chlorace odpadních vod (trihalomethany (THM), halogenové kyseliny (HAA), furanony (MX), halogenacetonitrily (HAN), chlorfenoly, bromové produkty). THM může způsobovat rakovinu jater, rakovinu tlustého střeva, močového měchýře, ledvin, konečníku a může mít i možné negativní dopady na reprodukční funkce. Dále vedlejší produkty dezinfekce oxidem chloričitým. Při použití oxidu chloričitého nedochází sice ke vzniku THM, ale oxid chloričitý má pro lidské zdraví potencionální riziko v podobě anorganických vedlejších produktů chloritanů a chlorečnanů. Dlouhodobá expozice chloritanů je souvislá s poruchami krevního systému a může se projevovat hemolytickou anémií nebo poškozením membrán červených krvinek. Při dezinfekci odpadních vod ozonem mohou být vyprodukovány polární organické sloučeniny, například aldehydy, karboxilové sloučeniny, které mohou podporovat opětovný mikrobiální růst, což může způsobit zažívací problémy nebo mechanické závady v čistírně odpadních vod. Při ozonizaci se také mohou formovat epoxidy, které byly v mnoha studiích, identifikována jako genotoxické látky. Dále rizika spojená s procesem UV záření je možná reaktivace choroboplodných zárodků. Průběh a rozsah reaktivace je závislý na různých faktorech jako je teplota, světlo, pH, obsah enzymatických a organických látek a typ mikroorganismů – *Haemophilus influenza*, *Diplococcus pneumoniae*, *Bacillus subtilis*, různé streptokoky (*Streptokokus Aureus*), enterobakterie, plísně, mikroby a jiné. Ale zdrojem toxicity mohou být i běžné přípravky denní osobní hygieny (Kučera 2012).

V posledních letech se více hovoří o přítomnosti těchto látek v životním prostředí, jelikož rizikem nejsou pouze vody ze zdravotnických zařízení, ale jedná se i o vody z komunálních, zemědělských a průmyslových čistíren odpadních vod, kalové hospodářství, ale i skládky komunálního odpadu. Primárním zdrojem léčiv, která jsou největším zdrojem genotoxického znečištění, ať již ze zdravotnických zařízení nebo komunálních odpadních vod jsou nemocní lidé používající léky, nebo ženy používající hormonální převážně tabletovou antikoncepci na bázi estrogenu. V neposlední řadě jsou

zdrojem genotoxicity vlastní čistírny odpadních vod, kam se dostávají genotoxické látky v podobě splašků. Tyto látky nemusí být dostatečně zachyceny a rozloženy a mohou se tak dostat do vodních toků, které pak mohou působit na přítomné organismy a následně se dostanou do ostatních složek ekosystému. Vyloučeny nejsou ani možné kontaminace podzemních vod i vod pitných (Kümmerer 2008).

Pokud se stane, že se stabilizované čistírenské kaly používají jako druhotné hnojivo, může dojít k následnému proniknutí nebo kontaminace genetických látek nebo metabolitů léčiv do potravního řetězce. Musíme podotknout, že dalším zdrojem genotoxických látek jsou považovány i léky s prošlou záruční lhůtou, které se do koloběhu v ekosystému dostávají spláchnutím do toalety nebo průsaky ze skládek komunálního odpadu (Kotyza et al 2009).

Genotoxické látky společně s odpadní vodou přecházejí přes čistírnu odpadních vod a následně látky mohou být transportovány uvnitř složky prostředí (v tomto případě vodou), ale mohou být dále transportovány přes mezifázové rozhraní do dalších složek prostředí, kde se mohou dále kumulovat, což může vést k závažným problémům (Kümmerer 2008). Studie prokázaly, že genotoxické a farmaceutické látky jsou již přítomny ve všech složkách ekosystému. Například Česká studie prokázala přítomnost ibuprofenu ve vyčištěné vodě o koncentraci 0,5 – 1,2 ng/l (Kožíšek 2012).

Některé léky nebo genotoxické látky jsou různě odolné vůči čistícím postupům v čistírnách odpadních vod a jsou různě odolná i vůči rozkladu v životním prostředí. Některé druhy antibiotik jako například Tetracyklin nejsou snadno biologicky odbouratelná (odstraněny z více než 50 % v důsledku sorpce), jiné jsou snadněji odbouratelná (Kotyza a kol. 2009). Z různých studií a výzkumů bylo zjištěno, že v životním prostředí jsou ve významném množství nacházeny antibiotika, cytostatika, ale i estrogeny z hormonální antikoncepce či zemědělství (estrogen používán jako růstový hormon). Estrogeny, jak již bylo dokázáno, mají vliv na kvalitu populací žijících převážně ve vodním prostředí a značně ovlivňují populaci ryb. Antibiotika prokázána v životním prostředí mohou vytvářet rezistenci bakterií a tím může pro lidstvo vzniknout velké riziko nových bakteriálních onemocnění, nebo se může v budoucnu objevit zásadní dopad rezistence antibiotik a následné možnosti léčby onemocnění (*Streptokokus Aureus*). Jelikož v dnešní době je běžné nadužívání antibiotik, snižuje se tak imunitní systém a bakterie jsou již na antibiotika v mnohých případech rezistentní, což může mít fatální dopad pro lidstvo. Vývoj nových antibiotik je v úměře vůči

rezistenci bakterií zdlouhavá a náročná práce, která nestíhá reagovat na tuto problematiku (Zenker at al. 2014).

Novodobý výzkum, který byl proveden na potencionální biokumulaci léků a případné vyvolání změn u necílových organismů prokázal, že vodní organismy, které byly vystaveny různým koncentracím látek nalezených v odpadních, ale i povrchových vod se akumulují a způsobují změny organismů. Expozice látek může být v akutní nebo chronické fázi. Chronická fáze je projevem spíše vodních živočichů. Dlouhodobé působení těchto látek vyvolává postupné změny u celé populace, nezůstává odezva jen u jedinců. Při testování byla použita doba expozice v 1, 4, anebo 7 dní (Contardo – Jara at al. 2011). Z možných účinků, které byly prokázány u vodních organismů, které byly zasaženy genotoxickými látkami převážně z odpadních vod, jsou deformity ústních částí u vodního hmyzu (Pakomárků). Dále byl zjištěn vliv na tempo růstu, délky těla, ale i obsahu RNA. Jsou pozorovány účinky genotoxicity v podobě teratogenity nebo karcinogenity a dochází k nepříznivým účinkům na reprodukci (prokázána u některých druhů ryb přítomnost jak samčích tak samičích orgánů vlivem působení estrogenu (Santos at al. 2009)).

Dále dochází k imunotoxicitě, neurotoxicitě, ale i k orgánovým typům toxicity (hepatotoxicita, hemolytická anémie), ale i mutagenní účinky. Nejvíce závažné je co do výčtu reprodukční toxicita, která nejvíce ovlivňuje především ranou fázi života různých organismů. Rozmnožování organismů probíhá z pravidla pouze za optimálních podmínek pro daný druh. Látky především jako Estrogen, ovlivňuje procesy rozmnožování, především femizace ryb, zvýšenou produkci vajec, dále snížená samčí populace, tvorba proteinů, snížená kvalita skořápek, malformaci semenovodných kanálků, tvorbu kostí, snížený počet spermií a jiné (Santos at al. 2009).

Všechny tyto látky, které zapříčiňují znečištění povrchových, podzemních vod představuje vážné ohrožení vodního prostředí s účinky toxicity jak akutní tak chronické pro vodní organismy, akumulací v celém ekosystému, úbytek druhové biodiverzity i stanovišť a v neposlední řadě ohrožení lidského zdraví. Přednostně je žádoucí zjistit příčiny znečištění a řešit tuto problematiku u daného zdroje znečištění a to nejen ekologicky, ale i ekonomicky nejúčinnějším způsobem. Evropská komise přijala směrnici 2008/105/ES o environmentálních normách kvality v oblasti vodní politiky. Tato směrnice udává limity pro koncentraci v povrchových vodách pro 41 nebezpečných chemických látek včetně 33 prioritních látek, a dále 8 dalších

znečišťujících látek, které představují významné riziko pro rostliny, zvířata ve vodním prostředí a i pro lidské zdraví. Tato směrnice má za prioritní cíl zabezpečit vysokou úroveň ochrany proti rizikům pocházející z těchto všech látek a stanovuje pro ně normy kvality na evropské úrovni (Směrnice 2008/105/ES).

V roce 2013 byla vydána nová směrnice, která definovala 10 nově nalezených prioritních látek znečišťující životní prostředí - Směrnice 2013/39/EU, kterými jsou převážně pesticidy, biocidy a průmyslové chemikálie. Evropská komise měla vypracovat seznam látek podle směrnice 2013/39/EU tzv. Watchlist, kde se bude monitorovat v celé Evropské Unii těchto 10 látek nebo skupin látek, pro které je stanovena matrice, jelikož informace, které jsou k dispozici, naznačují, že do budoucna mohou představovat významnou hrozbu pro vodní prostředí v EU. Do tohoto seznamu jsou zahrnuty i léky diklofenak, 17-alfa-estradiol, 17-beta-estradiol. Od 13. září roku 2013 běžela dvouletá lhůta, kde komise měla vypracovat strategický přístup znečištění vody způsobené farmaceutickými látkami. V rámci této strategie komise dle potřeby do 14. září 2017 navrhla takové opatření, které v případě potřeby vykoná na území EU nebo členských států opatření, která budou řešit možné environmentální důsledky těchto nebezpečných genotoxických a farmaceutických látek (Directives 2013/39/EU).

9 Diskuze

Této bakalářské práce jsme se zabývali tématem genotoxického znečištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení a komunálního odpadu s hlavním zaměřením na účinnost čistících procesů genotoxického znečištění. Dále se v práci zabýváme technologií čištění odpadních vod a změny úrovně genotoxicity v průběhu procesu čištění, dále metodami stanovení genotoxicity pomocí biotestů a na základně zjištěných dat z literatury jsme popsaly možná rizika pro lidské zdraví a životní prostředí.

Genotoxicitou jak již bylo vysvětleno, se rozumí vlastnost jistých genetických biologických, fyzikálních a chemických činitelů založená na destruktivním účinku vůči genetickému materiálu buňky. Zdrojem genotoxicity jsou genotoxické látky neboli genotoxiny. Literatura genotoxické látky rozděluje do tří kategorií látek a to karcinogenní, teratogenní a mutagenní látky. Každá z těchto skupin látek má zásadní dopad pro lidské zdraví i pro životní prostředí.

Všechny genotoxické látky mohou být biologického, fyzikálního a chemického charakteru. Biologické mutageny zvyšují riziko mutace DNA. Patří zde tzv. onkogenní viry. Fyzikálními mutageny jsou ionizující a neionizující záření. Chemické mutageny způsobují změnu struktury DNA, vznikají především v chemickém průmyslu. Zmiňované onkoviry mohou být rovněž biologickými karcinogenními látkami. Karcinogenní látky jsou dále rozdělovány na přímo a nepřímo působící karcinogeny. Lidské karcinogenní látky jsou klasifikovány do 5 skupin, a to na prokázané, pravděpodobné a možné karcinogeny, a na látky, které není možné zařadit do karcinogenních látek. K biologickým teratogenům patří původci nejrůznějších infekcí. Zástupci fyzikálních teratogenních látek jsou vysoké teploty, mechanické částice a nejrůznější druhy ionizujícího záření. Z chemických teratogenů lze uvést např. etylalkohol, některé drogy, medikamenty a další. Genotoxické látky se nacházejí jak v komunálních odpadních vodách a převážně v odpadních vodách ze zdravotnických zařízení. V městských odpadních vodách se převážně vyskytují pesticidy, dusičnany, herbicidy, insekticidy, fungicidy, těžké kovy, organická rozpouštědla, léky a jiné látky s genotoxickými účinky. V odpadních vodách ze zdravotnických zařízení je přítomné značné množství genotoxinů anorganického, organického i patogenního původu. Snad největší hrozbou genotoxických látek v odpadních vodách ze zdravotnických zařízení jsou farmaka (zejména cytostatika).

Při léčbě onkologických onemocnění je mnoho cytostatických léčiv v lidském těle enzymaticky přeměněno na aktivní formy. Otázkou ale je, zda organismy žijící ve vodním prostředí disponují obdobnými enzymy a jsou schopny tak tvorby těchto aktivních biotransformačních produktů. Gerull et al. (2011) ve své práci dokázal obdobnou toxicitu pro křečky, octomilky a potkany, zatímco na některé prokaryotické organismy toxicita nepůsobila. Proto je velmi obtížné stanovení genotoxicity pomocí tradičních bakteriologických testů. Zounková et al. (2007) ve své práci uvádí při zkoumání genotoxicity a ekotoxicity u pěti nejpoužívanějších cytostatik (cisplatina, etoposid, 5-fluorouracil, cyklofosfamid, doxorubicin) v České Republice účinky na třech trofických úrovních. Producenti – řasa *Pseudokirchneriella subcapitata*, bezobratlí konzumenti – korýš *Daphnia magna*, destruent – bakterie *Pseudomonas putida*. Všechny testované sloučeniny cytostatik vykazovaly významný efekt při většině biologických testů s nejnižší koncentrací. Nejvíce toxickou látkou pro bakterii a řasu byla 5-fluorouracil, ale pro korýše byla nejvíce toxická látka cisplatina. Ať se již studie bere jakkoli, závěr z ní byl, že nejvíce toxickou látkou z pěti nejpoužívanějších látek v SOS – chromotestu (bakteriální test s kmenem bakterií *Escherichia coli*) je 5-Fluorouracil.

Při sledování hlavního cíle jsme došli k názoru, že čištění a úprava odpadních vod ze zdravotnických zařízení je složitý proces, jelikož odpadní vody z těchto zařízení jsou specifické, jelikož obsahují různé druhy léků, dezinfekční prostředky, čisticí prostředky, velké množství patogenních organismů, bakterií, virů a parazitů a bez vhodného čištění těchto odpadních vod se tyto vody mohou stát hlavním zdrojem šíření nemocí. Na druhou stranu ve studii Chen et al. (2014) popisuje možné vedlejší účinky vlastní dezinfekce odpadních vod ze zdravotnických zařízení. V tomto případě se dá říci, že samotná úprava těchto vod je rizikem nejen pro vlastní zdraví pracovníků v čistírnách odpadních vod, ale i rizika genotoxicity na živočichy ve vodním prostředí. Například při používání dezinfekce aktivním chlorem Cl_2 se sice zničí možné patogenní látky, ale na druhou stranu mohou vzniknout látky jako trihalogenmethany, které má karcinogenní účinek nejen pro personál ale i pro vodní organismy což dokládá studie Contardo – Jara et al. (2011)

Genotoxické znečištění je významným rizikem jak pro životní prostředí, tak pro lidské zdraví. Posouzení rizik genotoxického znečištění však není jednoduché. V cíli sledování látek v čase čištění odpadních vod jsme zjistili, že některé léky nebo

genotoxické látky jsou různě odolné vůči čistícím postupům v čistírnách odpadních vod a jsou různě odolná i vůči rozkladu v životním prostředí. Některé druhy antibiotik jako například tetracyklin nejsou snadno biologicky odbouratelná, jiné jsou snadněji odbouratelná. Problém vidíme v tom, že v životním prostředí jsou ve významném množství nacházeny antibiotika, cytostatika, ale i estrogény. Ve své studii toto potvrzuje Kožíšek (2008) i Zenker et al (2014). Estrogény mají očividný vliv na kvalitu populací žijících převážně ve vodním prostředí a značně ovlivňují populaci ryb. Antibiotika prokázána v životním prostředí mohou vytvářet rezistenci bakterií a tím může pro lidstvo vzniknout velké riziko. Mgr Jakubů (2014) ve své přednášce poukázal na možnou problematiku nárůstu antibiotik v odpadních vodách nejen ze zdravotnických zařízení, ale i neuváženým jednáním lidí v odpadních vodách komunálních. Nárůst antibiotik v odpadních vodách má totiž za následek rozvoj rezistentních bakteriálních kmenů na užívaná antibiotika. Antibiotika se sice vyskytují jen v nízkých koncentracích, ale právě tento jev může mít za následek, že si bakterie ponechají možnost rezistence, což může mít fatální dopad pro lidskou populaci. Zenker et al. (2014) uvádí, že 30-90 % antibiotik projde lidským tělem v nezměněné formě a dále bylo zjištěno, že zhruba 50 % bakteriálních kmenů izolovaných z čistíren odpadních vod bylo rezistentní na léčbu antibiotiky. Za zmínku lze uvést, že kmeny bakterie *Campylobakter* byla dle této studie rezistentní vůči cyprofloxacinu a tetracyklinu.

Léčiva mají specifické vlastnosti a je malá pravděpodobnost, že jejich výskyt v surové vodě, která se používá pro výrobu vody pitné, budou významně odstraněna, pokud se použijí běžné čistící procesy. Westerhoff (2005) uvádí, že látky např. karbamazepin, iopromid nebo diklofenak, mají sníženou čistící účinnost zhruba 20 % při použití flokulace s železem a hliníkem. Účinnější je odstraňování léčiv pomocí ozonizace, anebo absorpce na aktivním uhlí. Ale i tyto metody bývají u některých látek méně účinné a nedokáží odstranit zcela všechny látky, což potvrzuje ve svém článku i Kožíšek (2008), který uvádí, že se v podzemních vodách a pitné vodě našlo 10 druhů léčiv.

Jelikož léčiva jsou velmi významná pro zlepšení kvality i délky života, je velmi žádoucí a důležité zabývat se i otázkami negativního dopadu na životní prostředí. Nezbyvá než doufat, že nové výzkumné poznatky a ekonomicky přijatelné opatření pro řešení této problematiky sníží vážné riziko pro lidstvo i životní prostředí.

Závěr

Tato bakalářská práce se zabývala problematikou genotoxického znečištění odpadních vod. Vzhledem ke skutečnosti, že významným zdrojem genotoxického znečištění odpadních vod jsou zvláště komunální neboli městské odpadní vody a odpadní vody ze zdravotnických zařízení, byla v rámci bakalářské práce věnována pozornost zvláště těmto typům odpadních vod.

Genotoxické látky se nacházejí v komunálních odpadních vodách i v odpadních vodách ze zdravotnických zařízení. V městských odpadních vodách se vyskytují z mnoha látek například pesticidy, dusičnany, herbicidy, insekticidy, fungicidy, těžké kovy, organická rozpouštědla, léky a jiné látky s genotoxickými účinky. V odpadních vodách ze zdravotnických zařízení je přítomné značné množství genotoxinů anorganického, organického i patogenního původu. Snad největší hrozbou genotoxických látek v odpadních vodách ze zdravotnických zařízení jsou farmaka (zejména cytostatika).

Genotoxicita je obecně stanovována pomocí biotestů. Historie takového testování sahá do 60. let 20. století. Postupem času docházelo k vývoji, rozvoji a rozšiřování biotestů genotoxicity. Genotoxické znečištění je významným rizikem jak pro životní prostředí, tak i pro lidské zdraví. Posouzení rizik genotoxického znečištění však není jednoduché.

Závěrem lze konstatovat, že proces čištění odpadních vod je z hlediska přítomnosti genotoxických látek v těchto vodách a jejich eliminaci či odstranění účinné, avšak některé genotoxiny jsou velmi těžce degradovatelné, čímž mohou ve vyčištěných odpadních vodách i přes proces čištění přetrvávat a dostávat se tak následně do povrchových, podzemních a pitných vod. V některých případech mohou reagovat s ostatními organickými látkami přítomnými ve vodě, a tím vytvářet další toxické a genotoxické látky.

Seznam použitých zdrojů

Literární zdroje

DOLEJŠ, Petr. *Příručka pro čištění a úpravu vody*. Přerov: KEMIFLOC, 1996. 133 s. ISBN neuvedeno.

HLAVÍNEK, Petr, MALÝ, Josef. *Čištění průmyslových odpadních vod*. Brno: NOEL 2000 s. r. o., 1996. 255 s. ISBN 80-86020-05-3.

HLAVÍNEK, Petr, MIČÍN, Jan, PRAX, Petr, HLUŠTÍK, Petr, MIFEK, Radim. *Stokování a čištění odpadních vod*. Brno: VUT v Brně, FAST, 2006. 274 s. ISBN neuvedeno.

HORÁK, Josef, LINHART, Igor, KLUSOŇ, Petr. *Úvod do toxikologie a ekologie pro chemiky*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 2004. 188 s. ISBN 80-7080-548-X.

HORÁKOVÁ, Marta. *Analytika vody*. Praha: Vysoká škola chemickotechnologická v Praze, 2003. 335 s. ISBN 80-7080-520-X.

HSU, Ching-Hung, STEDEFORD, Todd. *Cancer Risk Assessment: Chemical Carcinogenesis, Hazard Evaluation, and Risk Quantification*. United States of America, New Jersey: Wiley, 2010. 832 p. ISBN 978-0470238226.

CHARTIER, Yves, EMMANUEL, Jorge, PIEPER, Ute, PRÜSS, Annette, RUSHBROOK, Philip, STRINGER, Ruth, TOWNEND, William, WILBURN, Susan, ZGHONDI, Raki. *Safe management of wastes from health-care activities*. WHO: World Health Organization, 2014. 329 p. ISBN 978 92 4 154856 4.

CHUDOBA, Jan, WANNER, Jiří, DOHÁNYOS, Michal. *Biologické čištění odpadních vod*. Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1991. 465 s. ISBN 80-03-00611-2.

KUPEC, Jan. *Toxikologie*. Zlín: Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, 2004. 176 s. ISBN 8073182165.

MALACHOVÁ, Kateřina. *Mutagenita a karcinogenita kontaminant životního prostředí*. Ostrava: Ostravská univerzita, 1993. 108 s. ISBN 80-704-2707-8.

MALÝ, Josef, MALÁ, Jitka ed. *Chemie a technologie vody*. Brno: ARDEC, 2006. 331 s. ISBN 80-86020-50-9.

MIŠURCOVÁ, Ladislava. *Základy biologie*. Zlín: Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, 2012. 168 s. ISBN 978-80-7454-156-8.

OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 4, Health Effects: Test No. 471: Bacterial Reverse Mutation Test. OECD publishing, 1997. 10 p. ISBN 9789264071247.

PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. 569 s. ISBN 80-7080-340-1.

ROZSYPAL, Stanislav. *Nový přehled biologie*. Praha: Scientia, 2003. 797 s. ISBN 80-7183-268-5.

SÁKRA, Tomáš, DIRNER, Vojtech. *Modul 4: Ochrana vod*. Ostrava: Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, 2006. 41 s. ISBN neuvedeno.

SEZIMOVÁ, Hana. *Hodnocení genotoxických účinků kontaminant životního prostředí*. Ostrava: Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava, 2006. 151 s. ISBN 80-248-1041-7.

ŠVEHLA, Pavel, TLUSTOŠ, Pavel, BALÍK, Jiří. *Odpadní vody*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2007. 142 s. ISBN 978-80-213-1716-1.

TICHÝ, Miloň. *Toxikologie pro chemiky: toxikologie obecná, speciální, analytická a legislativa*. Praha: Karolinum, 2003. 119 s. ISBN 80-246-0566-X.

VACÍK, Jiří. *Přehled středoškolské chemie*. Praha: SPN – Státní pedagogické nakladatelství, 1999. 365 s. ISBN 80-7235-108-7.

ŽÁČEK, Ladislav. *Hydrochemie*. Brno: VUTIUM, 1998. 80 s. ISBN 8021411678.

Periodické zdroje

AMES, Bruce, LEE, Frank, DURSTON, William An Improved Bacterial Test System for the Detection and Classification of Mutagens and Carcinogens. In *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1973, 70 (3), p. 782 – 786. ISSN 1091-6490.

BRENNAN, R., SCHIESTL, R. Detecting carcinogens with the yeast DEL assay. In *Methods in Molecular Biology*, 2004, 262, p. 111 – 124. ISSN 1064-3745.

BRENNAN, R., SCHIESTL, R. The aromatic amine carcinogens o-toluidine and o-anisidine induce free radicals and intrachromosomal recombination in *Saccharomyces cerevisiae*. In *Mutation Research*, 1999, 430 (1), p. 37 – 45. ISSN 1383-5718.

CONTARDO-JARA, V., LORENZ, C., PFLUGMACHER, S., NÜTZMANN, G., KLOAS, W., & WIEGAND, C. (2011). Exposure to human pharmaceuticals Carbamazepine, Ibuprofen and Bezafibrate causes molecular effects in *Dreissena polymorpha*. *Aquatic Toxicology* (Amsterdam, Netherlands), 105(3-4), 428–37. doi:10.1016/j.aquatox.2011.07.017

COUNTRYMAN, P., HEDDLE, J. The production of micronuclei from chromosome aberrations in irradiated cultures of human lymphocytes. In *Mutation Research*, 1976, 41 (2 – 3), p. 321 – 331. ISSN 1383-5718.

CURREN, R., MUN, G., GIBSON, D., AARDEMA, M. Development of a method for assessing micronucleus induction in a 3D human skin model (EpiDerm). In *Mutation Research*, 2006, 607 (2), p. 192 – 204. ISSN 1383-5718.

DAHL, E., CURREN, R., BARNETT, B., KHAMBATTA, Z., REISINGER, K., OUEDRAOGO, G., FAQUET, B., GINESTET, A., MUN, G., HEWITT, N., CARR, G., PFUHLER, S., AARDEMA, M. The reconstructed skin micronucleus assay (RSMN) in EpiDerm™: detailed protocol and harmonized scoring atlas. In *Mutation Research*, 2011, 720 (1 – 2), p. 42 – 52. ISSN 1383-5718.

FENECH, M., MORLEY, A. Solutions to the kinetic problem in the micronucleus assay. In *Cytobios*, 1985, 43 (172 – 173), p. 233 – 246. ISSN 0011-4529.

FORNACE, A., JACKMAN, J., HOLLANDER, M., HOFFMANLIEBERMANN, B., LIEBERMANN, D. Genotoxic-stress-response genes and growth-arrest genes. *gadd*, *MyD*, and other genes induced by treatments eliciting growth arrest. In *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1992, 663, p. 139 – 153. ISSN 0077-8923.

GATEHOUSE, D., HAWORTH, S., CEBULA, T., GOCKE, E., KIER, L., MATSUSHIMA, T., MELCION, C., NOHMI, T., OHTA, T., VENITT, S. et al. Recommendations for the performance of bacterial mutation assays. In *Mutation Research*, 1994, 312 (3), p. 217 – 233. ISSN 1383-5718.

HAVLOVÁ K. 2008: *Léky nepůsobí jen na pacienty*, *Zdravotnické noviny* (3), p.16-19.

HAGIWARA, Y., WATANABE, M., ODA, Y., NOHMI, T., SOFUNI, T. Specificity and sensitivity of Salmonella typhimurium YG1041 and YG1042 strains possessing elevated levels of both nitroreductase and acetyltransferase activity. In *Mutation Research*, 1993, 272 (3), p. 255 – 256. ISSN 1383-5718.

HASTWELL, P., CHAI, L., ROBERTS, K., WEBSTER, T., HARVEY, J., REES, R., WALMSLEY, R. High-specificity and high-sensitivity genotoxicity assessment in a human cell line: validation of the GreenScreen HC GADD45a-GFP genotoxicity assay. In *Mutation Research*, 2006, 607 (2), p. 160 – 175. ISSN 1383-5718.

CHEN L, ZHOU H, YU B et al (2014) . *Comparison studyon hospital wastewater disinfection technology. In: Wen-Pei Sung and Ran Chen. Biotechnology, Chemical and Materials Engineering III. Advanced Materials Research Vols. 884 – 885. Trans Tech Publication. ISBN: 978-3-09785-995-7*

JOLIBOIS, B., GUERBET, M. Ann. Hospital Wastewater Genotoxicity. In *Annals of Occupational Hygiene*, 2006, Vol. 50, No. 2, p. 189 – 196. ISSN 0003-4878.

KASTAN, M., ZHAN, Q., ELDEIRY, W., CARRIER, F., JACKS, T., WALSH, W., PLUNKETT, B., VOGELSTEIN, B., FORNACE, A. A mammalian cell cycle checkpoint pathway utilizing p53 and GADD45 is defective in ataxia-telangiectasia. In *Cell*, 1992, 71 (4), p. 587 – 597. ISSN 0092-8674.

KIRKLAND, D., AARDEMA, M., HENDERSON, L., MULLER, L. Evaluation of the ability of a battery of three in vitro genotoxicity tests to discriminate rodent carcinogens and non-carcinogens I. Sensitivity, specificity and relative predictivity. In *Mutation Research*, 2005, 584 (1 – 2), p. 1 – 256. ISSN 1383-5718.

KIRPNICK, Z., HOMISKI, M., RUBITSKI, E., REPNEVSKAYA, M., HOWLETT, N., AUBRECHT, J., SCHIESTL, R. Yeast DEL assay detects clastogens. In *Mutation Research*, 2005, 582 (1 – 2), p. 116 – 134. ISSN 1383-5718.

KIRSCH-VOLDERS, M., SOFUNI, T., AARDEMA, M., ALBERTINI, S., EASTMOND, D., FENECH, M., ISHIDATE, M., LORGE, E., NORPPA, H., SURRALLES, J., VON DER HUDE, W., WAKATA, A. Report from the in vitro micronucleus assay working group. In *Mutation Research*, 2003, 540 (2), p. 153 – 163. ISSN 1383-5718.

KIRSCH-VOLDERS, M. Towards a validation of the micronucleus test. In *Mutation Research*, 1997, 392 (1 – 2), p. 1 – 4. ISSN 1383-5718.

KOŽÍŠEK F., ČADEK V.: *Léčiva v pitných vodách*. Sborník konference Pitná voda 2008, s. 77-88. W&ET Team, Č. Budějovice 2008. ISBN 978-80-254-2034-8

KUMAR, Manish, MATHUR, Nupur, SINGH, Anuradha, SHARMA, Pratibha. Genotoxic Hazard of healthcare Wastewaters: A Review. In *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 2014, Vol. 3, No. 10, p. 409 – 418. ISSN 2319-7706.

KÜMMERER, K. (2009b). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use--*present knowledge and future challenges*. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2354–66. doi:10.1016/j.jenvman.2009.01.023

LIEBERMANN, D., HOFFMAN, B. Gadd45 in the response of hematopoietic cells to genotoxic stress. In *Blood Cells Molecules and Diseases*, 2007, 39 (3), p. 329 – 335. ISSN 1079-9796.

LYNCH, A., SASAKI, J., ELESPURU, R., JACOBSON-KRAM, D., THYBAUD, V., DE BOECK, M., AARDEMA, M., AUBRECHT, J., BENZ, R., DERTINGER, S., DOUGLAS, G., WHITE, P., ESCOBAR, P., FORNACE, A., HONMA, M., NAVEN, R., RUSLING, J., SCHIESTL, R., WALMSLEY, R., YAMAMURA, E., VAN BENTHEM, J., KIM, J. New and emerging technologies for genetic toxicity testing. In *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 2011, 52 (3), p. 205 – 223. ISSN 1098-2280.

MACGREGOR, J., HEDDLE, J., HITE, M., MARGOLIN, B., RAMEL, C., SALAMONE, M., TICE, R., WILD, D. Guidelines for the conduct of micronucleus assays in mammalian bone marrow erythrocytes. In *Mutation Research*, 1987, 189 (2), p. 103 – 112. ISSN 1383-5718.

MARON, D., AMES, B. Revised methods for the Salmonella mutagenicity test. In *Mutation Research*, 1983, 113 (3 – 4), p. 173 – 215. ISSN 1383-5718.

MUN, G., AARDEMA, M., HU, T., BARNETT, B., KALUZHNY, Y., KLAUSNER, M., KARETSKY, V., DAHL, E., CURREN, R. Further development of the EpiDerm 3D reconstructed human skin micronucleus (RSMN) assay. In *Mutation Research*, 2009, 673 (2), p. 92 – 99. ISSN 1383-5718.

NORMAN, A., HANSEN, L., SORENSEN, S. Construction of a ColD cda promoter-based SOS-green fluorescent protein whole-cell biosensor with higher sensitivity toward genotoxic compounds than constructs based on recA, umuDC, or sulA promoters. In *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, 71 (5), p. 2 338 – 2 346. ISSN 0099-2240.

ODA, Y., NAKAMURA, S., OKI, I., KATO, T., SHINAGAWA, H. Evaluation of the new system (umu-test) for the detection of environmental mutagens and carcinogens. In *Mutation Research*, 1985, 147 (5), p. 219 – 229. ISSN 1383-5718.

OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 4, Health Effects: Test No. 473: In vitro Mammalian Chromosome Aberration Test. OECD publishing, 1997. 10 p. ISSN 2074-5788.

OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 4, Health Effects: Test No. 476: In vitro Mammalian Cell Gene Mutation Test. OECD publishing, 1997. 10 p. ISSN 2074-5788.

OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 4, Health Effects: Test No. 487: In Vitro Mammalian Cell Micronucleus Test. OECD publishing, 2010. 23 p. ISSN 2074-5788.

PARRY, J., SORS, A. The detection and assessment of the aneuploidic potential of environmental chemicals: the European Community Aneuploidy Project. In *Mutation Research*, 1993, 287 (1), p. 3 – 15. ISSN 1383-5718.

PTITSYN, L., HORNECK, G., KOMOVA, O., KOZUBEK, S., KRASAVIN, E., BONEV, M., RETTBERG, P. A biosensor for environmental genotoxin screening based on an SOS lux assay in recombinant Escherichia coli cells. In *Applied and Environmental Microbiology*, 1997, 63 (11), p. 4 377 – 4 384. ISSN 0099-2240.

QUILLARDET, P., HOFNUNG, M. The SOS chromotest: a review. In *Mutation Research*, 1993, 297 (3), p. 235 – 279. ISSN 1383-5718.

REIFFERSCHIED, G., HEIL, J. Validation of the SOS/umu test using test results of 486 chemicals and comparison with the Ames test and carcinogenicity data. In *Mutation Research*, 1996, 369 (3 – 4), p. 129 – 145. ISSN 1383-5718.

ROTHFUSS, A., HONMA, M., CZICH, A., AARDEMA, M., BURLINSON, B., GALLOWAY, S., HAMADA, S., KIRKLAND, D., HEFLICH, R., HOWE, J.,

NAKAJIMA, M., O'DONOVAN, M., PLAPPERT-HELBIG, U., PRIESTLEY, C., RECIO, L., SCHULER, M., UNO, Y., MARTUS, H. Improvement of in vivo genotoxicity assessment: combination of acute tests and integration into standard toxicity testing. In *Mutation Research*, 2011, 723 (2), p. 108 – 120. ISSN 1383-5718.

SANTOS, L. H. M. L. M., ARAÚJO, A N., FACHINI, A., PENA, A, DELERUE-MATOS, C., & MONTENEGRO, M. C. B. S. M. (2010). Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 45–95. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.10.100

SHAH, Shaily. Importance of Genotoxicity & S2A guidelines for genotoxicity testing for pharmaceuticals. In *Journal of Pharmacy and Biological Sciences*, 2012, Volume 1, Issue 2, p. 43 – 54. ISSN 2278-3008.

SCHIESTL, Robert. Nonmutagenic carcinogens induce intrachromosomal recombination in yeast. In *Nature*, 1989, 337, p. 285 – 288. ISSN 0028-0836.

SIAPAKAS, A., RICHARDSON, D. Growth arrest and DNA damage-45 alpha (GADD45 α). In *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, 2009, 41 (5), p. 986 – 989. ISSN 1357-2725.

STRATIL, Pavel, KUBÁŇ, Vlastimil. Princip karcinogeneze a přírodní karcinogenní sloučeniny v potravinách. In *Chemické listy*, 2004, roč. 98, s. 379 – 387. ISSN 0009-2770.

VANDERLELIE, D., REGNIERS, L., BORREMANS, B., PROVOOST, A., VERSCHAEVE, L. The VITOTOX test, an SOS bioluminescence Salmonella typhimurium test to measure genotoxicity kinetics. In *Mutation Research*, 1999, 389 (2 – 3), p. 279 – 290. ISSN 1383-5718.

VAVRUCH, Ivan. Rakovina a chemické karcinogeny. In *Chemické listy*, 1993, 87, s. 504 – 508. ISSN 1213-7103.

VLKOVÁ, Alena, WITTLINGEROVÁ, Zdeňka, ZIMOVÁ, Magdalena, JÍROVÁ, Gabriela, KEJLOVÁ, Kristina, JANOUŠEK, Stanislav, JÍROVÁ, Dagmar. Genotoxicity of wastewater from health care Facilities. In *Neuroendocrinology Letters*, 2016, Volume 37, p. 101 – 108. ISSN 0172-780X.

YAMASAKI, H., ASHBY, J., BIGNAMI, M., JONGEN, W., LINNAINMAA, K., NEWBOLD, R. F., NGUYENBA, G., PARODI, S., RIVEDAL, E., SCHIFFMANN,

D., SIMONS, J., VASSEUR, P. Nongenotoxic carcinogens: development of detection methods based on mechanisms: a European project. In *Mutation Research*, 1996, 353 (1 – 2), p. 47 – 63. ISSN 1383-5718.

YASUNAGA, K., KIYONARI, A., OIKAWA, T., ABE, N., YOSHIKAWA, K. Evaluation of the Salmonella umu test with 83 NTP chemicals. In *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 2004, 44 (4), p. 329 – 345. ISSN 1098-2280.

YOUNG, R. Genetic toxicology: Web resources. In *Toxicology*, 2002, Vol. 173, No. 1 – 2, p. 103 – 121. ISSN 0300-483X.

WESTERHOFF P., YOON Y., SNYDER S., WERT E. Fate of endocrine-disruptor, pharmaceutical, and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment processes. *Environ Sci Technol* (2005) **39**: 6649-63.

ZENKER, A., CICERO, M. R., PRESTINACI, F., BOTTONI, P., & CARERE, M. (2014). Bioaccumulation and biomagnification potential of pharmaceuticals with a focus to the aquatic environment. *Journal of Environmental Management*, 133, 378–87. doi:10.1016/j.jenvman.2013.12.017

ZHAN, Q. Gadd45a, a p53- and BRCA1-regulated stress protein, in cellular response to DNA damage. In *Mutation Research*, 2005, 569 (1 – 2), p. 133 – 143. ISSN 1383-5718.

ZOUNKOVÁ Radka., ODRÁŠKA Pavel., DOLEŽALOVÁ Lenka., HILSCHEROVÁ Klára., MARŠÁLEK Blahoslav., BLÁHA Luděk.: *Environ.Toxicol.*, 2008 Chem. 26, 2208

Internetové zdroje

Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–119. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans* [online] 2017 [cit. 2017-10-01]. Dostupné z: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/>.

AMIT, Christian. Hospital Wastewater Management. *SlideShare* [online] 2017 [cit. 2017-07-20]. Dostupné z: <https://www.slideshare.net/amitc2108/hospital-wastewater-management-60640281>.

Environmental, Health, and Safety Guidelines for Health Care Facilities. *IFC: International Finance Corporation* [online] 2007 [cit. 2017-07-20]. Dostupné z: <https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/bc554d80488658b6b6e6f66a6515bb18/Final+-+Health+Care+Facilities.pdf?MOD=AJPERES&id=1323161961169>.

CHSK. *Katedra analytické chemie UP v Olomouci* [online] 2010 [cit. 2017-07-20]. Dostupné z: <http://ach.upol.cz/user-files/intranet/chsk-1326017848.pdf>.

GRODA, Bořivoj, VÍTĚZ, Tomáš, MACHALA, Martin, FOLLER, Jan, SURÝNEK, David, Musil, Jaromír. Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově. *eAGRI* [online] 2007 [cit. 2017-07-20]. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/26962/cistení_odpadnich_vod.pdf.

HUBER M.M., CANONICA S., PARK G.-Y., VON GUNTEN U. Oxidation of pharmaceuticals during ozonation and advanced oxidation processes *Environ. Sci. Technol.* [online] 2003 [cit. 2017-01-20]. Dostupné z: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es025896h>.

JAKUBŮ Mgr, szu, Hydrotech, *Nepříznivý stav antibiotické rezistence u vybraných mikroorganismů a odpadní vody jako jedna z možných příčin tohoto stavu?* [online 2015]. Praha, 2014, s. 35 [cit. 2018-04-20]. Dostupné z: http://www.vodnihospodarstvi.cz/ArchivPDF/vh2015/vh_01-2015.pdf

KOTYZA, Jan, SOUDEK Petr, KAFKA Zdeněk, VANĚK Tomáš. *Chemické listy: Léčiva - "nový" environmentální polutant* [online]. Praha: Česká společnost chemická, 2009, roč. 103, č. 7. [cit. 2017-01-20]. ISSN 1213-7103. Dostupné z: http://www.chemickelisty.cz/docs/full/2009_07_540-547.pdf

KOŽÍŠEK. *Výskyt a zdravotní rizika zbytků humánních léčiv v pitných vodách.* Sosnovcová, Jitka. Szu.cz [online]. Praha, 2012 [cit. 2018-04-20]. Dostupné z: <http://www.szu.cz/centrum-hygieny-zivotniho-prostredi/vyskyt-a-zdravotni-rizikazbytku-humannich-leciv-v-pitnych>

KUČERA Tomáš Ph.D., Brno 2012, Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí ; možná rizika plynoucí z dezinfekce pitné vody dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/8568-mozna-rizika-plynouci-z-dezinfekce-pitne-vody>

KUČEROVÁ, Radmila, FEČKO, Peter, LYČKOVÁ, Barbora. Úprava a čištění vody: Multimediální učební texty zaměřené na problematiku úpravy a čištění vody. *VŠB TU OSTRAVA* [online] 2010 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: http://homen.vsb.cz/hgf/546/materialy/radka_2010/.

LOJKOVÁ, Michaela. Genotoxické látky v životním prostředí a potravinách. *TOXICOLOGY* [online] 2017 [cit. 2017-10-01]. Dostupné z: <http://www.toxicology.cz/modules.php?name=News&file=article&sid=948>.

PIVOKONSKÝ, Martin. *Odpadní vody a jejich složení: 4. přednáška, kurz Znečišťování a ochrana vod* [online] 2016/2017 [cit. 2017-08-05]. Dostupné z: http://www.pivokonsky.wz.cz/ZOV16-17/zneclistovani_ochrana_vod_4.pdf.

GERULL Roland, MD; NELLE Mathias, MD; SCHAIBLE Thomas, MD. *Toxic epidermal necrolysis and Stevens-Johnson syndrome: A review*[online] 2001 [cit. 2018-11-03]. Dostupné z <https://pdfs.semanticscholar.org/6db2/0b7bcc6e4548d3a6ac11a7845c9b278185e5.pdf>

SIMIĆ, D., KNEŽEVIĆ-VUKČEVIĆ, J., VUKOVIĆ-GAČIĆ, B., MITIĆ, D., BERIĆ, T., NIKOLIĆ, B., STANOJEVIĆ, J., STANKOVIĆ, S. *Genotoxic Effects of Environmental Pollutants Genotoxic Monitoring and Detection of Antigenotoxic Effects* [online] 2001 [cit. 2017-11-01]. Dostupné z: <http://www.socphyschemserb.org/media/enry2001/papers/paper-48.pdf>.

SVOBODA F (2011). *Desinfekce a využití chlordioxinu při úpravě bazénové vody* (online). [online] 2001 [cit. 2018-19-04]. Server Asociace pracovníků v regeneraci (aprcz.cz) Dostupné z: <http://www.aprcz.cz/category/osveta/technologie/>

Právní předpisy dostupné na Internetu

Nariadení vlády č. 57/2016 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních, ve znění pozdějších předpisů. *Zákony pro lidi.cz* [online] 2016 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-57/zneni-20160301#p6-1>.

Nariadení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění pozdějších předpisů. *Zákony pro lidi.cz* [online] 2015 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401/zneni-20160101#p16-1-1>.

Vyhláška č. 104/1997 Sb., kterou se provádí zákon o pozemních komunikacích, ve znění pozdějších předpisů. *Zákony pro lidi.cz* [online] 1997 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1997-104>.

Vyhláška č. 123/2012 Sb., o poplatcích za vypouštění odpadních vod do vod povrchových, ve znění pozdějších předpisů. *Zákony pro lidi.cz* [online] 2012 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2012-123/zneni-20120601#f4623411_p7-2.

Vyhláška č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění pozdějších předpisů. *Zákony pro lidi.cz* [online] 2001 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-428>.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů. *Zákony pro lidi.cz* [online] 2001 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-254>.

Zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění pozdějších předpisů. *Zákony pro lidi.cz* [online] 2001 [cit. 2017-07-15]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-274>.

Ostatní předpisy

Česká technická norma ČSN EN 1085: Čištění odpadních vod – Slovník. Praha: Český normalizační institut, 2007.

Česká technická norma ČSN 46 5735: Průmyslové komposty. Praha: Český normalizační institut, 1991.

Česká technická norma ČSN 75 5050-1: Hospodářství pro dezinfekci vody ve vodohospodářských provozech - Část 1: Dezinfekce prováděná chlorem a chlorovými preparáty. Praha: Český normalizační institut, 2016.

Česká norma ČSN 75 6406: Odvádění a čištění odpadních vod ze zdravotnických zařízení. Praha: Český normalizační institut, 1996.

Česká technická norma ČSN 75 6101: Stokové sítě a kanalizační přípojky. Hradec Králové: TECHNOR, 2012.

Česká technická norma ČSN 75 6190: Stavby pro hospodářská zvířata – Faremní stokové sítě a kanalizační přípojky – Skladování statkových hnojiv a odpadních vod. Praha: Český normalizační institut, 2001.

Česká technická norma ČSN 75 6401: Čistírny odpadních vod pro ekvivalentní počet obyvatel (EO) větší než 500. Praha: Český normalizační institut, 2014.

Česká technická norma ČSN 75 6402: Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel. Praha: Český normalizační institut, 2017.

Česká technická norma ČSN 75 7347: Jakost vod - Stanovení rozpuštěných anorganických solí (RAS) v odpadních vodách - Gravimetrická metoda po filtraci filtrem ze skleněných vláken. Hradec Králové: TECHNOR, 2009.

Directive 2013/39/EU of the european parliament and of the council od 12 August 2013 amending directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. Official journal of the European Union L 226/1, 2018

Executive Summary: The 7th Amendment to the Cosmetics Directive. *European Commission* [online] 2003 [cit. 2017-10-01]. Dostupné z: http://ec.europa.eu/consumers/sectors/cosmetics/files/doc/antest/%282%29_executive_summary_en.pdf.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES ze dne 16. prosince 2008 o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky. Úřední věstník Evropské unie L 348/84, 24. 12. 2008. Dostupné z: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:CS:PDF>

Seznam obrázků

Obrázek 1: Složení odpadní vody v procentuálním vyjádření	25
Obrázek 2: Blokové schéma technologické linky velkých a středních čistíren městských odpadních vod	37

Seznam tabulek

Tabulka 1: Orientační složení splaškových odpadních vod.....	29
Tabulka 2: Průměrné hodnoty znečištění splaškových odpadních vod v přepočtu na 1 obyv. / den, včetně koncentračního vyjádření	30
Tabulka 3: Mikrobiologické ukazatele vyjadřující stav povrchové vody.....	34
Tabulka 4: Kvalita vypouštěných odpadních vod ze zdravotnických zařízení dle Mezinárodní finanční korporace	35
Tabulka 5: Srovnání složení odpadních vod ze zdravotnických zařízení se složením odpadních vod z domácností.....	36
Tabulka 6: Zástupci sledovaných látek v odpadních vodách	46
Tabulka 7: vybraná léčiva dostupná pro břehový infiltrát i pro povrchovou vodu.	47
Tabulka 8: Výskyt léčiv v podzemní vodě	49
Tabulka 9: Výskyt látek v pitné vodě	49

