

STŘEDOŠKOLSKÁ ODBORNÁ ČINNOST

Obor č. 3: Chemie

Fotokatalytická degradace vybraných léčiv s využitím heterogenní fotokatalýzy

Photocatalytic degradation of selected drugs using heterogeneous photocatalysis

Autor: Cedrik Pavienský

Škola: ČAG – gymnázium a základní škola s.r.o. Třebízského 1010,
370 06 České Budějovice 5

Kraj: Jihočeský kraj

Vedoucí práce: Šárka Klementová doc. RNDr. CSc. (PřF, JU)

Odborný konzultant: Ing. Pavla Fojtíková, Ph.D. (PřF, JU)

Školní konzultant: Mgr. Lucie Starčevská

Rok: 2025

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou práci SOČ vypracoval samostatně a použil/a jsem pouze prameny a literaturu uvedené v seznamu bibliografických záznamů.

Beru na vědomí, že nejpozději odevzdáním slovesné vědecké práce do veřejné soutěže Středoškolská odborná činnost, stejně jako odevzdáním jejích příloh a dalších připojených děl, např. audiovizuálních, fotografických, výtvarných, architektonických apod. (dále jen „soutěžní dílo“), dochází ke zveřejnění díla podle § 4 odst. 1 zákona č. 121/2000 Sb., autorského zákona, ve znění pozdějších předpisů (dále jen „autorský zákon“). Totéž platí pro pozdější odevzdání doplněného, změněného, upraveného nebo opraveného díla.

Beru na vědomí, že zveřejněním díla, jehož součástí je vynález, se tento vynález stává součástí stavu techniky podle § 5 odst. 1, 2 zákona č. 527/1990 Sb., o vynálezech, průmyslových vzorech a zlepšovacích návrzích, ve znění pozdějších předpisů (dále jen „patentový zákon“), což zakládá překážku pro udělení patentu podle § 3 odst. 1 patentového zákona.

Beru na vědomí, že vyhlášovatel soutěže je podle § 61 odst. 1 autorského zákona per analogiam oprávněn užít soutěžní dílo pro účely zajištění průběhu soutěže, zejména k zajištění transparentnosti soutěže a veřejnosti obhajob soutěžních prací. V odůvodněném rozsahu je tedy vyhlášovatel po dobu účasti autora v soutěži oprávněn zejména:

- zhotovovat rozmnoženiny díla, je-li to nezbytné k seznámení účastníků soutěže, porotců nebo veřejnosti se soutěžní prací;
- zapůjčit originál nebo rozmnoženinu díla účastníkům soutěže, porotcům nebo veřejnosti. Přitom dbá na bezpečné nakládání s dílem;
- vystavovat originál nebo rozmnoženinu díla v průběhu soutěžních přehlídek a doprovodných akcí;
- sdělovat dílo veřejnosti v nehmotné podobě, a to především počítačovou nebo obdobnou sítí.

Dále prohlašuji, že při tvorbě této práce jsem použil nástroj generativního modelu AI ChatGPT 5.2 za účelem reformulace textu. Po použití tohoto nástroje jsem provedl kontrolu obsahu a přebírám za něj plnou zodpovědnost.

V Českých Budějovicích dne 21. února 2026

.....
Cedrik Pavienský

Poděkování

Na tomto místě bych především rád poděkoval doc. RNDr. Šárce Klementové za možnost si zkusit práci v laboratoři, trpělivé vedení, konzultace a pomoc se zkompletováním této práce. Dále chci poděkovat Ing. Pavle Fojtíkové za obeznámení s přístrojem HPLC a Mgr. Lucii Starčevské za podporu.

Děkuji také pracovníkům HBÚ BC AV, doc. Petru Porcalovi a Mgr. Martině Porcalové za provedení analýzy TOC.

Anotace

Tato práce se věnuje antibiotickým léčivům sulfametoxazol a trimetoprim. V teoretické části jsou léčiva představena a zdůrazněno jejich nebezpečí ve vodním prostředí. Dále je popsán postup používaný v čistírnách odpadních vod včetně nově zaváděného kvartérního stupně čištění důležitého pro odstraňování mikropolutantů. V praktické části bylo testováno odbourávání sulfamethoxazolu a trimethoprimu ve fotochemické reakci s použitím polovodiče (TiO_2) jako fotokatalyzátoru.

Klíčová slova

Degradace; heterogenní fotokatalýza; sulfametoxazol; trimetoprim

Annotation

This thesis is focused on the antibiotic drugs sulfamethoxazole and trimethoprim. The theoretical part introduces the drugs and emphasises their possible adverse effects on aquatic environment. It also describes the operation procedures of wastewater treatment plants, including the quaternary advanced treatment important for elimination of micropollutants. In the practical part, the degradation of sulfamethoxazole and trimethoprim on a semiconductor (TiO_2) as a photocatalyst was tested.

Keywords

Degradation; heterogeneous photocatalysis; sulfamethoxazole; trimethoprim

Seznam použitých zkratek

AOPs	pokročilé oxidační procesy (Advanced Oxidation Processes)
ČOV	čistírna odpadních vod
DDD	doporučená denní dávka
EC ₅₀	poloviční maximální účinná koncentrace (Half-maximal Effective Concentration)
HPLC	vysokoúčinná kapalinová chromatografie (High Performance Liquid Chromatography)
MFA	mobilní fáze A
MFB	mobilní fáze B
PABA	kyselina p-aminobenzoová (Paraaminobenzoic acid)
SMX	sulfametoxazol
TOC	celkový organický uhlík (Total Organic Carbon)
TMP	trimetoprim
UV	ultrafialové záření (Ultraviolet)
VIS	viditelné záření

Cíl práce

Cílem této práce bylo v teoretická části

- provést rešerši na téma výskyt léčiv v odpadních a povrchových vodách,
- vysvětlit postupy čištění odpadních vod se zaměřením na fotokatalyzovanou degradaci mikropolutantů na polovodičích,
- charakterizovat dvojici antibiotik sulfametoxazol a trimetoprim,
- vysvětlit princip metody HPLC používanou pro sledování fotochemické degradace léčiv.

V praktické části práce pak bylo cílem prověřit možnost fotochemické degradace dvou zástupců antibiotik, sulfametoxazolu a trimetoprimu, při reakci s imobilizovaným heterogenním katalyzátorem (TiO_2) a porovnat rychlost odbourávání s reakcí v homogenním prostředí za podmínek odpovídajících povrchovým přírodním vodám.

Obsah

1 Úvod	8
2 Teoretická část	1
2.1 Použitá léčiva.....	1
2.1.1 Sulfametoxazol	1
2.1.2 Trimetoprim	2
2.2 Problematika léčiv v odpadních vodách	3
2.2.2 Metoda čištění odpadních vod	6
2.2.3. Pokročilé oxidační metody (AOPs) - Fotokatalýza na polovodiči	7
2.3 Chromatografie (HPLC)	9
3 Experimentální část	12
3.1 Materiály a metody	12
3.2. Výsledky a diskuse	15
5 Závěry	24
6 Použitá literatura	25

1 Úvod

Léčiva představují jeden z nejvýznamnějších vynálezů lidstva, neboť umožnila zachránit nespočet lidských životů. Je však nezbytné s nimi nakládat obezřetně, protože skutečnost, že přispívají k ochraně lidského zdraví, automaticky neznamená, že jsou šetrná k životnímu prostředí. Spotřeba léčiv celosvětově roste, a to v humánní i veterinární medicíně. Většina léčiv ale není v lidském či živočišném těle plně odbourána, mnohá jsou vyloučena zcela či částečně beze změny. Tímto způsobem (a také nesprávnou likvidací nepoužitých léků) dochází k znečištění odpadních vod. Odpadní vody sice přicházejí do čistíren odpadních vod (ČOV), ale ty nejsou ve standardním režimu vybaveny k odstraňování malých množství velmi různorodých mikropolutantů, kam spadají i léčiva. Na tento problém se zaměřila také Evropská unie, která vydala směrnici o přídatném způsobu čištění vody v ČOV, tzv. kvarterního stupně čištění, který zahrnuje pokročilé několik možností eliminace mikropolutantů. Analýza výsledků proběhla použitím přístroje HPLC.

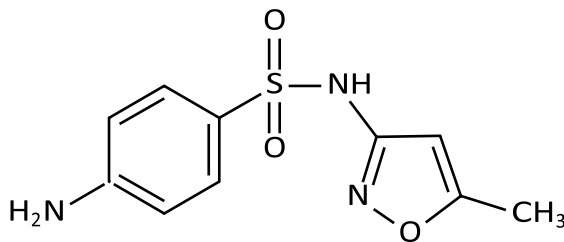
2 Teoretická část

2.1 Použitá léčiva

Práce je zaměřena na dva představitele antibiotik, sulfamethoxazol ze skupiny sulfonamidů a trimethoprim ze skupiny diaminopyrimidinových antibiotik. Tato dvě léčiva byla vybrána proto, že jde o často používaná léčiva, která se většinou používají v kombinaci, např. jako Biseptol či Cotrimoxazol.

2.1.1 Sulfamethoxazol

Sulfamethoxazol, 4-amino-N-(5-methyl-3-isoxazolyl)benzensulfonamid, je bakteriostatické léčivo, které spadá do kategorie sulfonamidů. Jeho struktura je znázorněna na Obr. 1.



Obr. 1: Vzorec sulfamethoxazolu

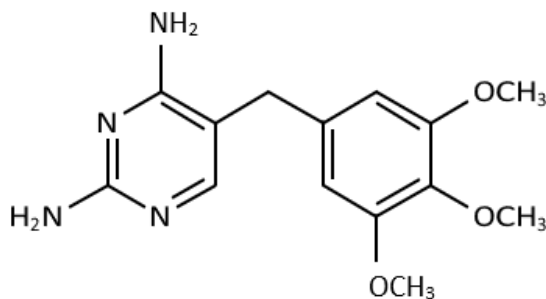
Sulfonamidy obecně inhibují syntézu kyseliny listové, tím blokují tvorbu dalších látek (Lüllmann et al., 2007). Většina bakterií pokrývá svou potřebu kyseliny listové syntézou z PABA, na rozdíl od živočichů, kteří potřebují exogenní zdroje kyseliny listové. Sulfamethoxazol kompetitivně inhibuje dihydropteroát syntázu, enzym odpovědný za bakteriální přeměnu PABA na kyselinu dihydrofolovou. Inhibice brání syntéze tetrahydrofolátu a bakteriálních purinů a DNA, což znamená, že se bakterie nemohou dále rozmnožovat. Tento způsob eliminace bakterií se nazývá bakteriostatický účinek, tedy způsob, ve kterém se bakteriální onemocnění nezastaví přímou likvidací bakterií, ale inhibicí jejich rozmnožování nebo jiného procesu, který přispívá k životu bakterií. (DrugBank Online, 2025; Takagishi et al., 1984) Pomocí sulfamethoxazolu se léčí například infekce močových cest, průjem způsobený bakteriemi rodu *E. coli*, enteritida způsobená

bakterií z rodu *Shigella*, akutní zhoršení chronické bronchitidy, pneumonie způsobené *Pneumocystis jiroveci* a zánět středního ucha u dětí. (DrugBank Online, 2025; Takagishi et al., 1984) Sulfonamidy, kam patří sulfametoxazol, umožňují léčit širší spektrum infekcí a bakteriálních onemocnění, protože sulfonamidy inhibují tvorbu DNA a mohou tak působit na více druhů bakterií (DrugBank Online, 2025). Ovšem při takovéto hypersenzitivitě hrozí přehnaná reakce těla pacientů, alergické reakce, nebo může léčivo reagovat s buňkami prospěšné lidskému tělu. Léčba sulfametoxazolem může přispívat k nedostatku kyseliny listové, která je nezbytná pro tvorbu červených krvinek. Proto by se mělo s touto metodou léčby zacházet s nejvyšší opatrností u pacientů s rizikem vzniku jejího nedostatku. (Takagishi et al., 1984; DrugBank Online, 2025)

2.1.2 Trimetoprim

Trimetoprim, 5-(3,4,5-trimethoxybenzyl) pyrimidin-2,4-diamin, je antibiotikum, které také (podobně jako SMX) zasahuje do syntézy kyseliny listové. Na rozdíl od sulfametoxazolu patří do skupiny diaminopyrimidinových antibiotik. Převážně se používá k léčbě řady infekcí, včetně infekce močových cest způsobené citlivými bakteriemi, včetně *E. coli*, *K. pneumoniae*, *Enterobacter* spp., *P. mirabilis* a *Staphylococcus*. (DrugBank Online, 2026; Takagishi et al., 1984).

Struktura trimetoprimu je znázorněna na Obr. 2.



Obr. 2: Vzorec trimetoprimu

Sulfametoxazol a trimetoprim se podávají společně, čímž se zvyšuje jejich účinnost a snižuje nebezpečí bakteriální rezistence. (DrugBank Online, 2026)

2.2 Problematika léčiv v odpadních vodách

Podle výzkumu Roberts et al. (2021) vzrostla spotřeba antibiotik v 76 zkoumaných zemích mezi lety 2000 a 2015 o 26 procent. Dle práce autorů Guedes-Alonso et al. (2020) je většina léčiv nebezpečná pro vodní ekosystémy. Jejich výzkum se zaměřil na tři čistírny odpadních vod v USA. V různých fázích čištění byla odebrána voda a následně ze všech vzorků vyplynuly výsledky, které můžeme vidět v Tab. I.

Tab. I: Průměrná koncentrace identifikovaných mikropolutantů dle studie Guedes-Alonso et al. (2020)

Název mikropolutantu	Počáteční koncentrace [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Koncentrace po kompletním čištění [ng/l]
Nicotin	0.005-45.82	0.001-0.251
Atenolol	0.354-2.899	0.001-0.088
Trimetoprim	0.053-0.658	0.013-0.054
Paraxanthin	12.46-95.63	0.031-1.262
Kofein	15.47-72.62	0.051-1.943
Erytromicin	0.070-0.094	0.047-0.073
Carbamazepin	0.045-2.394	0.013-0.158
Naproxen	4.910-521.7	0.011-0.584
Ibuprofen	0.128-147.5	0.005-1.751
Diklofenak	0.006-0.708	0.006-0.115
Gemfibrozil	0.053-40.63	0.004-0.485

Jak je z Tab. I vidět, většina mikropolutantů se nevyčistila úplně a je třeba mít na paměti, že i relativně malé koncentrace mohou způsobit v přírodě škodu, jak dále dokazuje studie autorů

Rogowska et al. (2020), která se zaměřila na celosvětově nejvíce zastoupené polutanty odpadních vod a shromáždila data o jejich toxicitě.

Data z ČR ukazují, že léčiva obsahující kombinaci sulfametoxazolu a trimethoprimu (např. Biseptol, Cotrimoxazol), bylo za rok 2024 vydáno cca 3.2 milionu definovaných denních dávek (DDD) (Dodávky léčivých přípravků podle léčivé látky a cesty podání, 2024), což představuje cca 5.1 tuny sulfametoxazolu a cca 1 tunu trimethoprimu. Ne všechna vydaná léčiva se ovšem spotřebují. Podle průzkumu Probošťová et al. (2020) zadaného Státním ústavem pro kontrolu léčiv bylo zjištěno, že přibližně 6 procent léků se obecně nespotřebuje. Většina léčiv z těchto 6 procent se vrátí do lékáren k bezpečné likvidaci, ale s menšinou se naloží nevhodně. Uvádí se, že z celkového množství nespotřebovaných léčiv se 5 procent léčiv dostane přímo do odpadních vod vyhozením do WC. Hlavním zdrojem reziduí léčiv v odpadních vodách je vylučování nemetabolizovaného léčiva v moči. Höf et al. (2025) měřili množství nemetabolizovaných látek, kdy v rámci 24 hodin odebírali vzorky moči 150 lidí, kteří se léčili kombinací sulfametoxazolu a trimethoprimu, a zjistili, že se v moči vyskytovalo 16,5 % čistého sulfametoxazolu a 77,5 % čistého trimethoprimu z množství identifikovaných reziduí léčiv v moči. Vezmou-li se v potaz tyto informace, pak se může odhadnout, kolik zkoumaného léčiva skončí každý rok v odpadních vodách. V Tab. II můžeme vidět výpočet, kolik kilogramů sulfametoxazolu a trimethoprimu se ročně dostane přírodního prostředí.

Tab. II: Přehled množství SMX a TMP v odpadních vodách

	Sulfametoxazol	Trimetoprim
Dodané DDD (Definovaná denní dávka) za rok 2024 [tis.]	3 216	3 216
Obsah DDD [g]	1,6	0,32
Dodané množství za rok 2024 [kg]	5 150	1 030
Spotřebované množství za rok 2024 [kg]	4 820	960
Nemetabolizuje se [%]	16,5	77,5
Nemetabolizované množství za rok 2024 [kg]	795	747
K tomu spláchnuté (5 % nespotebovaných) [kg]	15	3
ROČNÍ MNOŽSTVÍ SMX A TMP V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ [kg]	811	750

V Tab II je vidět, že se do odpadních vod dostává cca 810 kg sulfametoxazolu a cca 750 kg trimetoprimu ročně.

V práci Diogo et al. (2024) byly testovány bakterie druhů *Aliivibrio fischeri* a *Escherichia coli*, okřehek (*Lemna minor*), hrotnatka velká (*Daphnia magna*) a dánío pruhované (*Danio rerio*), kde bylo prokázáno, že sulfametoxazol je toxický pro vodní organismy. V Tab. III je vidět, při jaké koncentraci obou léčiv zemřela polovina populace daného organismu (hodnota EC₅₀).

Tab. III: EC₅₀ všech živočichů z práce autorů Diogo et al. (2024)

	Sulfametoxazol (mg/L)	Trimetoprim (mg/L)
<i>Aliivibrio fischeri</i> (30 min)	EC ₅₀ = 69.9	EC ₅₀ = 230
<i>Escherichia coli</i> (24 h)	EC ₅₀ = 17.1	EC ₅₀ = 0.31
<i>Lemna minor</i> (7 d)	EC ₅₀ = 2.11	EC ₅₀ = 305
<i>Daphnia magna</i> (48 h)	EC ₅₀ = 68.8	EC ₅₀ = 98.6

Trimetoprim i sulfametoxazol mohou narušit chování a funkce živočichů. Například u korýše hrotnatky velké (*Daphnia magna*) byla pozorována nižší schopnost rozmnožování a obecné zhoršení reflexů týkajících se rychlosti pohybu (Diogo et al., 2024). U rybích embryí dania pruhovaného (*Danio rerio*) se ukázaly náznaky mutace, tedy změny stavby těla, jako například nafouknutí embrya či zvláštní výběžky, a to při koncentracích SMX 2,5 mg/l a TMP 100 mg/l (Diogo et al., 2024).

Rezidua antibiotik mohou ovšem kromě své toxicity ovlivnit přírodní prostředí i v netoxických koncentracích, kdy hrozí postupné zvýšení rezistence bakterií na daná antibiotika (Frère et al., 2016).

2.2.2 Metoda čištění odpadních vod

Kontaminovaná odpadní voda musí projít několika kroky čištění, aby mohla zpět do povrchových vod. Většina čistíren má následující postup čištění: V primárním stupni čištění projde voda mechanickým čištěním. V tomto stupni se nepoužívají žádné chemické látky a nejsou zde přítomny ani biologické způsoby čištění. Účelem tohoto čištění je zachytit větší pevné nečistoty např. větve, kusy kamenů, listy) (Pecháček, n. d. Wikipedie – otevřená encyklopedie, 2025). Následně se voda v sekundárním stupni čistí biologickým způsobem, jehož účelem je odbourání rozpustného organického znečištění pomocí mikroorganismů, zejména bakterií. Tyto mikroorganismy pak vytvářejí kal. Ten je následně sedimentací a odčerpáním odstraňován (Wikipedie – otevřená encyklopedie, 2025). Voda zbavená pevných nečistot a organických látek jde do terciárního stupně čištění. Z vody jsou zde odstraňovány specifické polutanty a živiny, zejména fosfor a zbytkový dusík, aby ve vodních tocích, kam je voda po čištění vypouštěna, nedocházelo k eutrofizaci (tedy množení řas a sinic). V posledních letech se zařazuje kvarterní čištění, nebo také pokročilé čištění, jehož cílem je odstranit z vody co nejlépe mikropolutanty jako jsou hormony, kosmetické přípravky, léčiva, ale i pesticidy, průmyslové chemikálie a mikroplasty. Dle Směrnice EU (Směrnice EU 2024/3019, 2024)) bude od roku 2045 vyžadován kvarterní stupeň čištění v každé čistírně s kapacitou 150 tis. ekvivalentních obyvatel¹. Důvodem je negativní vliv,

¹ Započítává se nejen počet obyvatel, ale i znečištění z nemocnic, hotelů, průmyslu. 1 ekvivalentní obyvatel odpovídá určité průměrné hodnotě organického znečištění.

který většina těchto látek má ať už na životní prostředí, nebo na člověka (Council of the European Union, 2024). V kvarterním stupni se v současné době využívá adsorpce na aktivní uhlí, ozonizace, membránová filtrace a AOPs (pokročilé oxidační procesy).

2.2.3. Pokročilé oxidační metody (AOPs) - Fotokatalýza na polovodiči

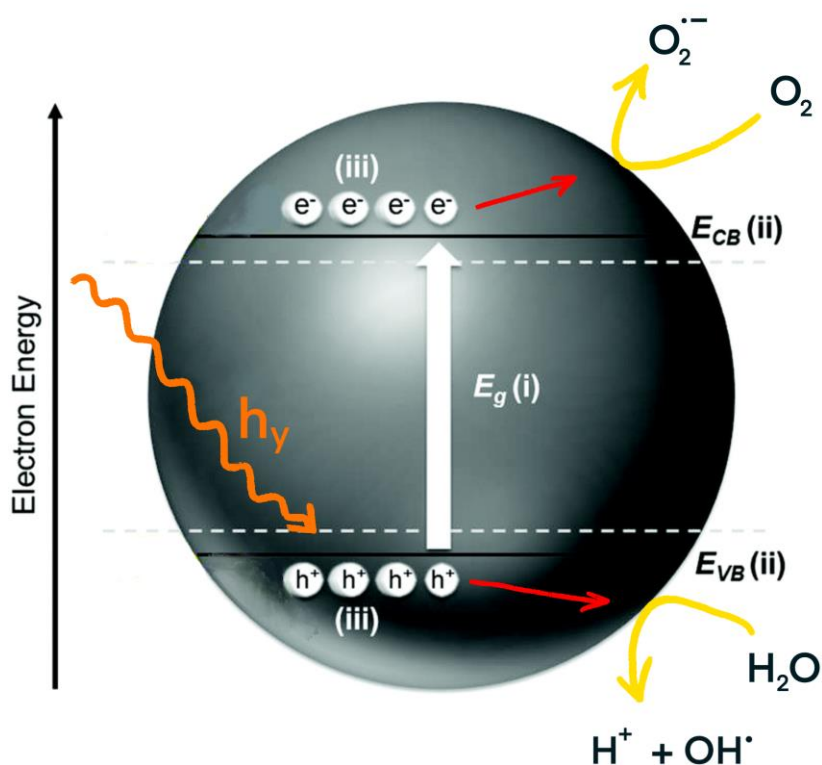
Fotokatalýza neboli fotokatalytická reakce, je chemický proces, při kterém za určitých podmínek probíhá rozklad organických látek za vzniku radikálů (Martinková, 2017). Fotokatalytické reakce s využitím polovodičů jsou založeny na tvorbě páru elektron – díra po předchozím ozáření polovodiče zářením vhodné vlnové délky (Chejn, 2018). Tento pár tedy vzniká světelnou excitací na povrchu fotoaktivního katalyzátoru a je následně schopen generovat interakci s rozpouštědlem (vodou) a ve vodě rozpuštěným kyslíkem volné radikály, které poté způsobí oxidační degradaci organického materiálu.

Nejčastěji používaným katalyzátorem je oxid titaničitý TiO_2 (Canle et al., 2005). Oxid titaničitý je pevná, bílá látka. Výhodou je, že je levný a může být nanesen v tenké vrstvě na nosiči (např. sklo). Oxid titaničitý se vyskytuje ve třech alotropických modifikacích (různých strukturních formách o jiných chemicko-fyzikálních vlastnostech): anatas, rutil a brookit (Ohno et al., 2001). Nejčastěji se k heterogenní fotokatalýze používá směs anatasu a rutilu v poměru 3:1. Mechanismus heterogenní fotokatalýzy na polovodiči zahrnuje nejen vlastní katalyzovanou reakci, ale sled následujících kroků (Atkins et al., 2013):

1. Transport reaktantů k povrchu fotokatalyzátoru difuzí.
2. Adsorpce reaktantů na povrch fotokatalyzátoru.
3. Aktivace fotokatalyzátoru a reakce spojené s přenosem elektronů.
4. Desorpce produktů z povrchu fotokatalyzátoru.
5. Odstranění produktů difuzí.

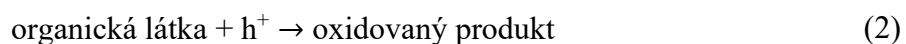
Vlastní fotochemická reakce je zahájena absorpcí fotonu o vhodné vlnové délce. Každý atom polovodiče má valenční a vodivostní pásmo. Mezi valenčním a vodivostním pásmem atomu katalyzátoru leží tzv. zakázaný pás.

Na Obr. 3 je znázorněna aktivace fotokatalyzátoru a tvorba oxidačních částic.



Obr. 3: Schéma tvorby aktivních oxidačních částic na fotokatalyzátoru (Tan et al., 2019)

Aby foton (h_γ) předal elektronu dostatek energie, aktivoval fotokatalyzátor TiO_2 a došlo k excitaci elektronu z valenčního do vodivostního pásu, jeho vlnová délka musí dosahovat alespoň 388 nm. Vzniklé hydroxylové radikály a superoxidové anionradikály následně v roztoku oxidují přítomné organické molekuly. (Gaya et al., 2008; Konstantinou et al., 2003):



Pro průmyslově probíhající reakce je důležitá jejich rychlost, aby procesy byly efektivní. Reakční rychlost je definována jako úbytek látkového množství výchozích látek či přírůstek látkového množství produktů za jednotku času (Atkins et al., 2013).

U reakcí při heterogenní fotokatalýze se předpokládá, že tvorba oxidačních částic je rychlá a tyto částice jsou v roztoku v nadbytku oproti polutantu. Z toho vyplývá, že při reakci s polutantem se jejich koncentrace prakticky nemění a rychlost reakce závisí prakticky jen na koncentraci polutantu. V takovém případě lze průběh reakce popsat kinetikou prvního řádu. U reakcí prvního řádu je závislost okamžité koncentrace látky na čase reakce vyjádřena rovnicí 3, kde $[A]_t$ je koncentrace látky v čase t , $[A]_0$ je počáteční koncentrace látky, k je rychlostní konstanta dané reakce a t je čas, v němž je $[A]_t$ měřena či počítána.

$$[A]_t = [A]_0 e^{-kt} \quad (3)$$

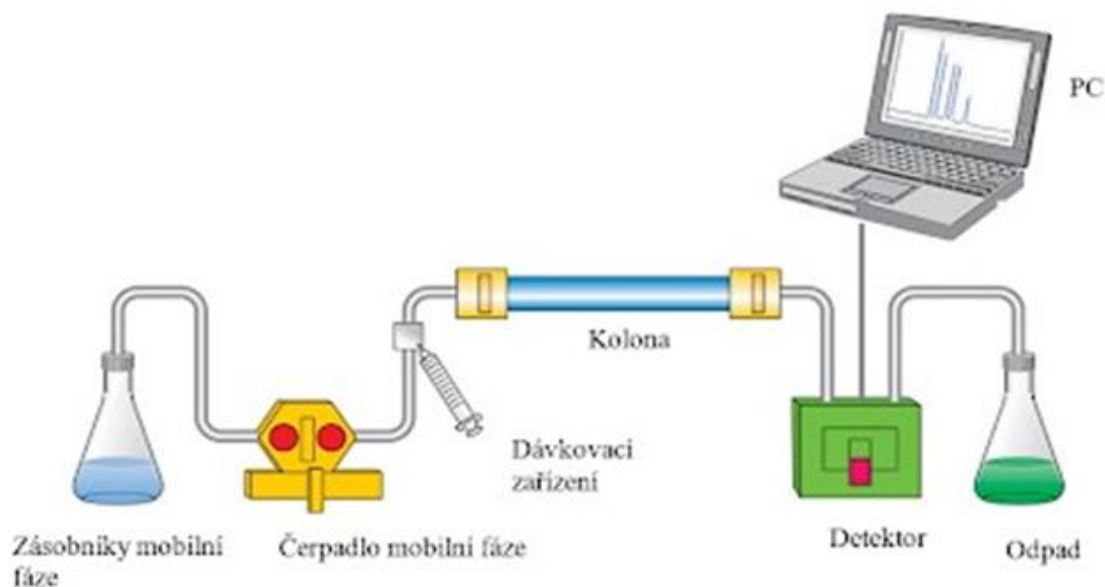
Ideálním výsledkem degradace polutantů je oxidace až na anorganické oxidy (tzv. mineralizace), tj na vodu, oxid uhličitý, případně dusičnany, sírany, chloridy, pokud se tyto prvky jako dusík, síra či chlór v molekulách vyskytují. Obvykle ale při fotochemických reakcích nedochází k úplné mineralizaci a vznikají organické produkty s nižší molekulovou hmotností (Poncarová et al., 2025), které mohou představovat nebezpečí pro vodní organismy (Rogowska et al., 2020; Poncarova et al., 2025).

2.3 Chromatografie (HPLC)

Chromatografie je separační metoda, která se používá k oddělování složek dané směsi mezi stacionární a mobilní fází. V současné době se jako analytická metoda kapalinové chromatografie využívá HPLC.

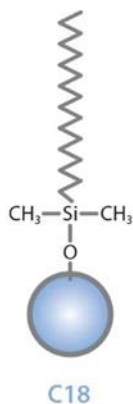
Stacionární fáze je obvykle v pevném skupenství a umístěná v takzvané koloně. Mobilní fáze je u metody HPLC kapalná, většinou se jedná o směs vody a organických rozpouštědel, případně s přídavkem kyselin nebo solí.

Obr. 4 ukazuje základní komponenty HPLC.



Obr. 4: Schéma metody HPLC (Přírodověda.cz, n.d.).

Směs mobilní fáze a vzorku je rovnoměrně čerpána přes kolonu. Před kolonou se nachází dávkovací zařízení, pomocí něhož je dávkován vzorek, jehož separace je prováděna. Na koloně pak dochází k dělení jednotlivých složek směsi. (Nováková et al., 2021) Pro HPLC se používají kovové kolony kvůli vysokým tlakům nutným k protlačení mobilní fáze kolonou naplněnou jemnozrnnou stacionární fází (částice o rozměru 5 μm a méně), která klade velký odpor proudění. Výběr kolony záleží na polaritě látek směsi, která má být analyzována. Pro nepochopitelně až středně polární látky se používá stacionární fáze C18 (Obr. 5), což je nepochopitelně alifatický řetězec o 18 uhlících.



Obr. 5: Částice mobilní fáze C₁₈.

Polární sloučeniny se na řetězce C18 nenaváží a projdou kolonou rychleji, ale nepolární sloučeniny interagují s C18 a tím se zpomalí jejich průchod. Na závěr tedy dojde k separaci látek podle polarity.

Pro výběr vhodné metody HPLC, tedy typu kolony, složení mobilní fáze a dalších chromatografických podmínek, je důležité, aby výsledný pík vykazoval optimální hodnotu retenčního faktoru. Retenční faktor je bezrozměrný parametr vyjadřující míru zadržování analytu stacionární fází. Retenční čas je doba, za kterou analyt projde kolonou od nástřiku po detekci maxima píku. Mrtvý čas představuje dobu průchodu nezadržované složky mobilní fáze kolonou, tedy čas odpovídající látce, která není interakcí se stacionární fází zadržována (Leštinová, 2010). Je žádoucí, aby byl analyt dostatečně oddělen od mrtvého času, ale současně aby nedocházelo k nadměrnému prodlužování analýzy.

Pro detekci výsledné separace se používají různé detektory, například UV/VIS detektor, u fluoreskujících látek fluorescenční detektor, u nabitých látek vodivostní detektor. Stále častěji se k HPLC připojuje jako detektor hmotnostní spektrometr, metoda se pak označuje LC-MS (Liquid Chromatography – Mass Spectrometry), který převádí molekuly na ionty a podle jejich hmotnosti je umožňuje přesně identifikovat (Schad, 2025).

3 Experimentální část

3.1 Materiály a metody

Sulfomethoxazol (analytický standard) a trimethoprim ($\geq 98\%$, HPLC) byly zakoupeny od firmy Sigma Aldrich. Všechny vzorky byly ředěny deionizovanou vodou s měrným odporem $18.2\text{ M}\Omega$ (Smart2Pure6UV/UF, Thermo Scientific).

Mikroskopovací skříčka s imobilizovaným TiO_2 (Degussa P25, Evonik) byla poskytnuta z VŠCHT, s množstvím TiO_2 0.5 mg na 1 cm^2 .

Jako zdroj světla byla použita UV lampa Philips TL-D 15 W, která emituje záření o vlnových délkách 350–400 nm. Vlnová délka byla vybrána tak, aby měla dost energie na excitaci elektronů v TiO_2 .

Pro ozáření bylo odměřeno 5 ml roztoku do jednotlivých krystalizačních misek o průměru 4 cm, do každé misky bylo vloženo skříčko s TiO_2 (rozměr $2,5 \times 2\text{ cm}$). Krystalizační misky byly umístěny na pětímístnou magnetickou míchačku JK IKA.

Světelný výkon lampy v jednotlivých pozicích byl proměřen pomocí luxmetru UVA Light Meter, model UVA-365, a jeho hodnota činila $1070\text{ mW/cm}^2 - 1100\text{ mW/cm}^2$ pro krajní pozice na míchačce a $1250\text{ mW/cm}^2 - 1400\text{ mW/cm}^2$ pro tři vnitřní pozice.

Reakční směsi antibiotik byly po ozáření kvantitativně převedeny do odměrných baněk o objemu 10 ml a doplněny deionizovanou vodou na daný objem (tento krok eliminoval různé odpaření vzorku při ozařovacích časech od několika minut až po nejdelší časy 90 minut).

K analýze výsledků byl použit HPLC chromatograf firmy Thermo Scientific Dionex Ultimate system (USA) s UV detektorem PDA 3000RS a software Chromeleon pro vizualizaci a vyhodnocení chromatogramu.

Zvolená metoda pro analýzu SMX je shrnuta v Tab. IV.

Tab. IV: Použitá metoda HPLC pro SMX.

Název parametru	Parametr
Chromatografická kolona	Thermo, ACCLAIM RSLC 120 C18 100 × 3,0 mm, 2.2 micron
Teplota kolonového prostoru	40 °C
MFA	voda +0.1 % kyseliny mravenčí
MFB	acetonitril +0.1 % kyseliny mravenčí
Poměr MFA/MFB	Gradient: 0–20 min: 10 → 90 % B 20–25 min: 90 % B 25–30 min: 90 → 10 % B
Průtok mobilní fáze	0.5 ml/min
Objem nástriku	30 µl
Celková délka analýzy	11 min
Vlnová délka detekce	197 nm

Zvolená metoda pro TMP je shrnuta v Tab. V:

Tab. V: Použitá metoda HPLC pro TMP.

Název parametru	Parametr
Chromatografická kolona	Phenomenex, Luna C18(2) 100 A, 250 × 4,60 mm, 5 micron
Teplota kolonového prostoru	25 °C
MFA	voda +0.1 % kyseliny mravenčí
MFB	acetonitril +0.1 % kyseliny mravenčí
Poměr MFA/MFB	Izokratická eluce – 85 % MFB
Průtok mobilní fáze	1.5 ml/min
Objem nástriku	20 µl
Celková délka analýzy	8 min
Vlnová délka detekce	205 nm

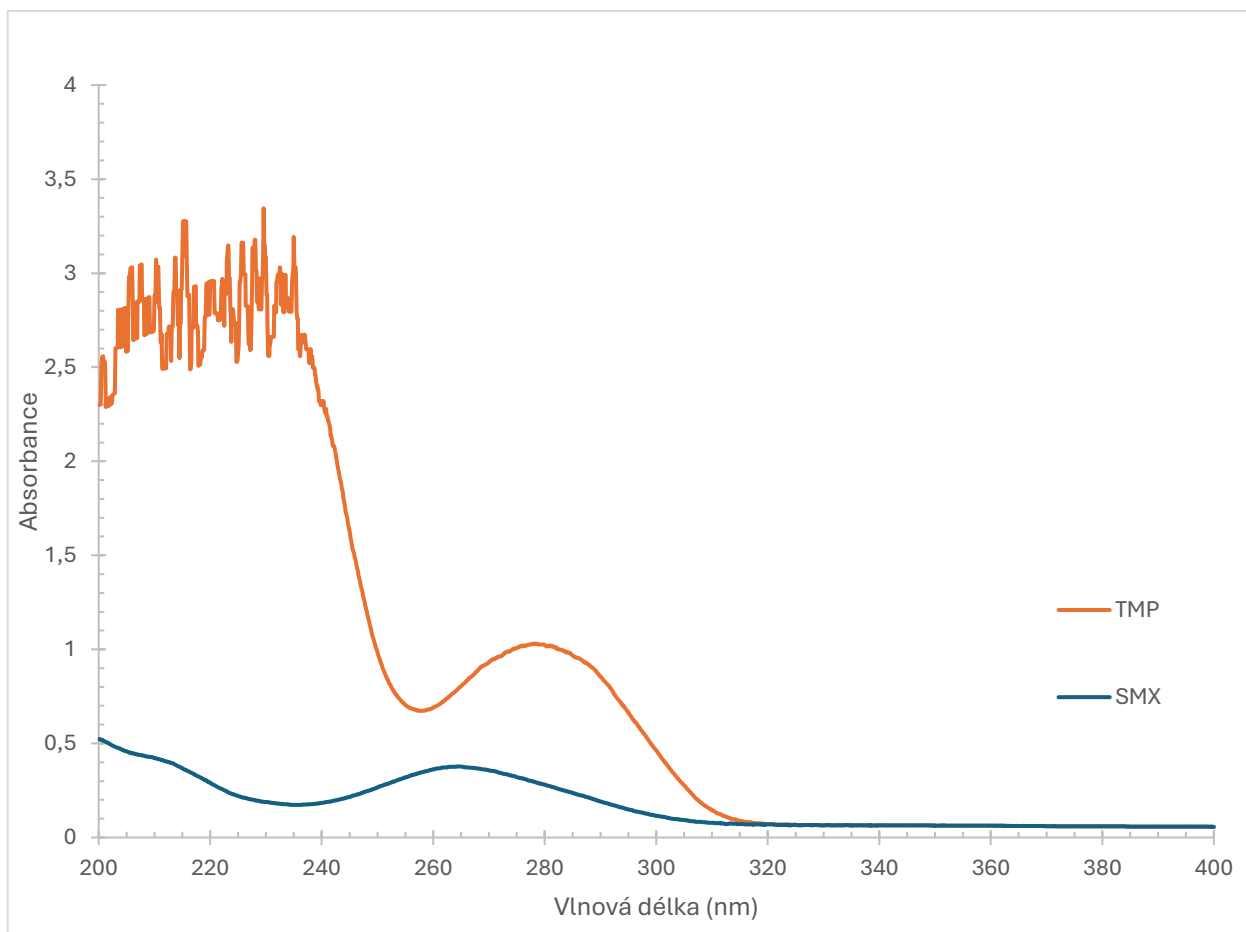
Analýza celkového netěkavého organického uhlíku byla provedena s použitím katalytického spalování při 720 °C na přístroji Shimadzu TOC-L.

Fitování experimentálních dat bylo provedeno minimalizací účelové funkce (součet odchylek) pomocí nástroje Řešitel v programu Microsoft Excel.

Zásobní roztoky SMX a TMP byly připraveny v koncentraci 50 mg/l (protože se jedná o málo polární sloučeniny, byl zásobní roztok připravován minimálně dva dny před experimentem, aby došlo k dokonalému rozpuštění). Pro vlastní ozařování bylo do krystalizačních misek o průměru 4 cm napipetováno vždy 5 ml zásobního roztoku, přidáno sklíčko s imobilizovaným TiO_2 (plocha 5 cm^2), misky byly umístěny na pětimístnou míchačku a nad ně byl umístěn zdroj záření (UV lampa) opatřený válcovým zrcadlem z leštěného hliníkového plechu. Následně byly ozářené roztoky SMX a TMP kvantitativně převedeny do odměrných baněk o objemu 10 ml, aby se předešlo změně koncentrace kvůli odpařování při delších časech ozařování vzorků. Neozářené i ozářené vzorky byly následně analyzovány metodou HPLC, vybrané vzorky pak metodou analýzy TOC.

3.2. Výsledky a diskuse

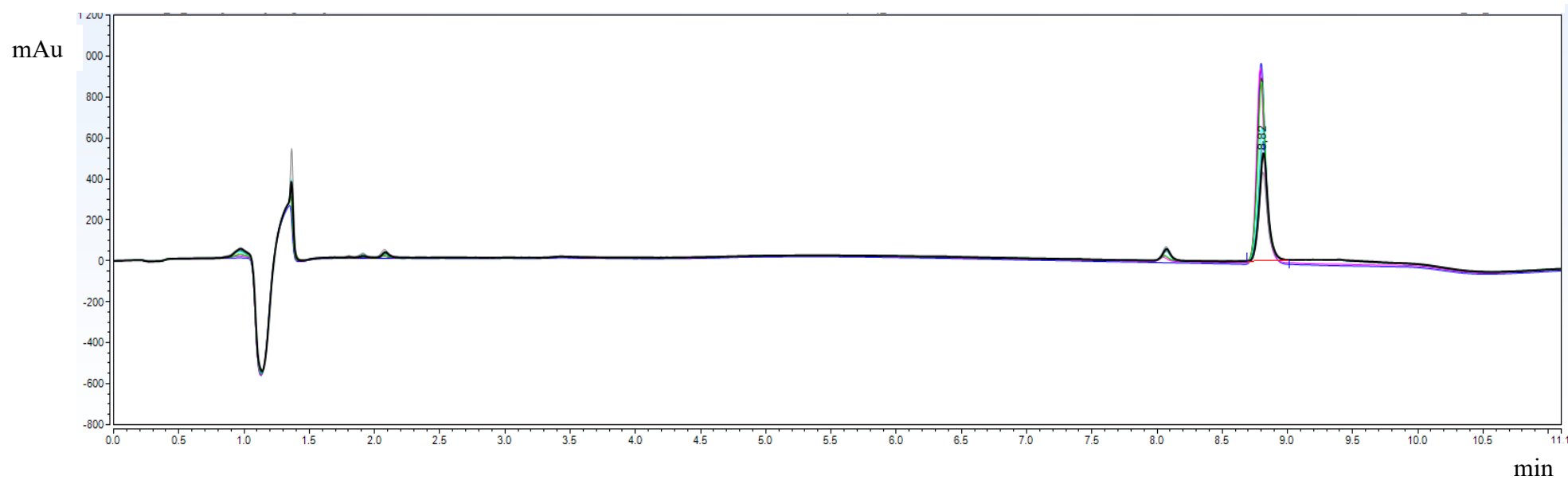
Na Obr. 7 jsou uvedena absorpční spektra obou studovaných antibiotik, SMX a TMP.



Obr. 6: Absorpční spektra SMX ($1,97 \times 10^{-5}$ mol/l) a TMP ($1,72 \times 10^{-4}$ mol/l)

Z Obr. 7 je vidět, že obě látky absorbují při vlnových délkách kratších než 320 nm, při delších vlnových délkách je absorpce nulová. Protože k aktivaci fotokatalyzátoru TiO_2 se používá lampa vyzařující záření v oblasti vlnových délek 350–400 nm, nemůže dojít k přímé fotochemické reakci ani jednoho ze substrátů v důsledku přímé excitace světlem lampy. Jakákoli fotochemická degradace tedy je důsledkem reakce s oxidačními částicemi vytvořenými na TiO_2 .

Na Obr. 8 je chromatogram reakční směsi SMX v různých časech ozařování roztoku SMX v přítomnosti TiO_2 .



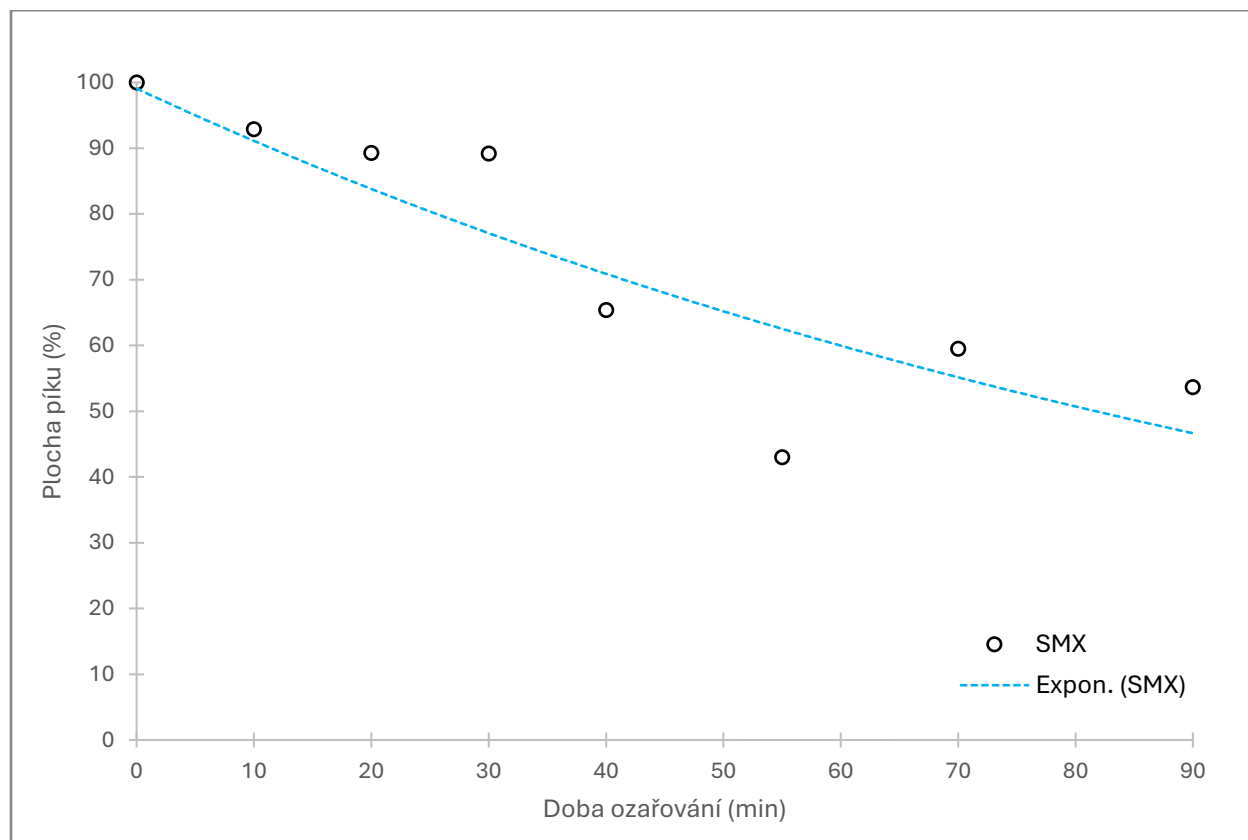
Obr. 7: Chromatogram znázorňující degradaci SMX

Z Obr. 8 je patrné, že dochází k úbytku SMX a tvoří se dva produkty absorbující při téže vlnové délce, při níž byl sledován úbytek SMX.

Metoda chromatografické detekce byla převzata z práce Opolzerové (2023), ale byla upravena za účelem zkrácení délky analýzy tak, že oproti izokratické eluci byla použita gradientová eluce. Tím se podařilo zkrátit dobu analýzy o 6 minut, což při průtoku 1,5 ml/min představuje snížení spotřeby elučního činidla o téměř 10 ml na vzorek. To je důležité nejen z hlediska finanční úspory na spotřebě organického rozpouštědla, ale také z hlediska udržitelnost v laboratorní praxi, kdy je snaha snižovat spotřebu chemikálií.

V práci Opolzerové (2023), která se zabývala odbouráváním SMX v homogenním uspořádání za světelných podmínek relevantních přírodním povrchovým vodám, bylo pozorováno pět vznikajících produktů. Je tedy zjevné, že fotochemická degradace probíhá na TiO_2 jinak než v homogenním uspořádání. Vzhledem ke změně chromatografické analýzy nelze ani určit, jestli v této práci viditelné dva produkty odpovídají (dle retenčního času) některým z produktů v práci Opolzerové (2023).

Průběh fotochemické degradace SMX je znázorněn na Obr. 9:



Obr. 8: Průběh degradace SMX na TiO₂

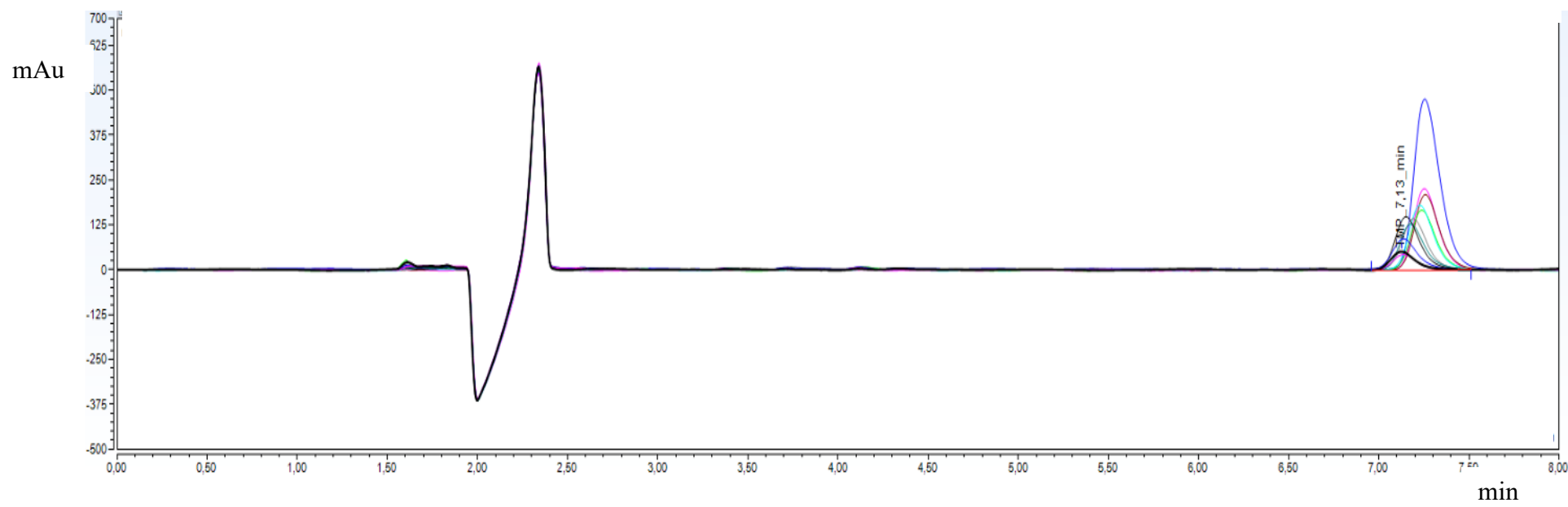
Protože se předpokládá pro degradaci v přítomnosti heterogenního katalyzátoru kinetika 1. řádu, byly body proloženy exponenciálou, jejíž rovnici udává vztah 4.

$$y = 99.064e - 0.008x \quad (4)$$

Rychlostní konstanta odbourávání SMX je tedy 0,008 min⁻¹.

Odbourávání SMX na TiO₂ bylo tedy výrazně pomalejší než odbourávání v homogenní fázi popsané v práci Opolzerové (2023), kde hodnota rychlostní konstanty činila 0,215 min⁻¹. Je to ale v souladu s dalšími pracemi, které zkoumaly rozdíl v odbourávání léčiv v homogenní a heterogenní fázi, např. pro kortikosteroid hydrokortizon (Doubková, 2015), antiarytmikum verapamil (Dušáková, 2017) či hypolipidemikum atorvastatin (Petráňová, 2020; Vonešová, 2022).

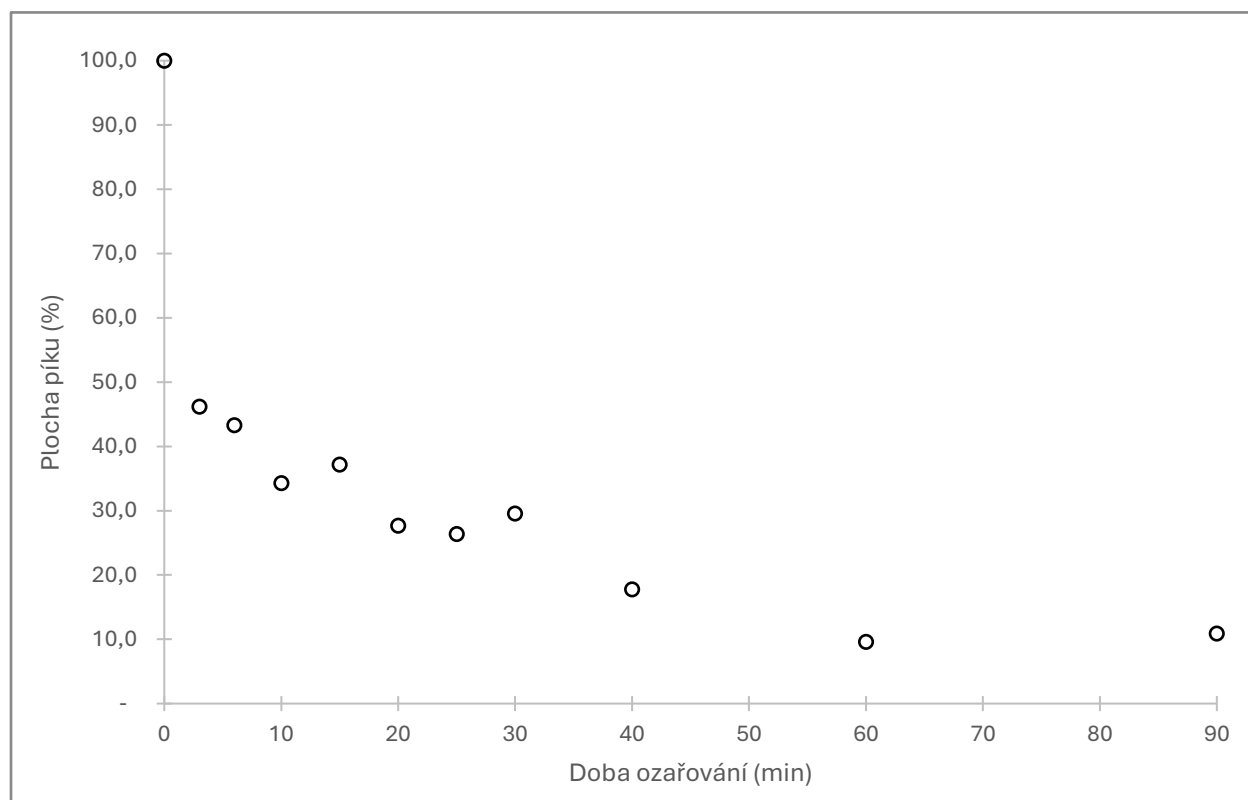
Na Obr. 10 je chromatogram reakční směsi TMP v různých časech ozařování roztoku TMP v přítomnosti TiO_2 .



Obr. 9: Chromatogram znázorňující degradaci TMP

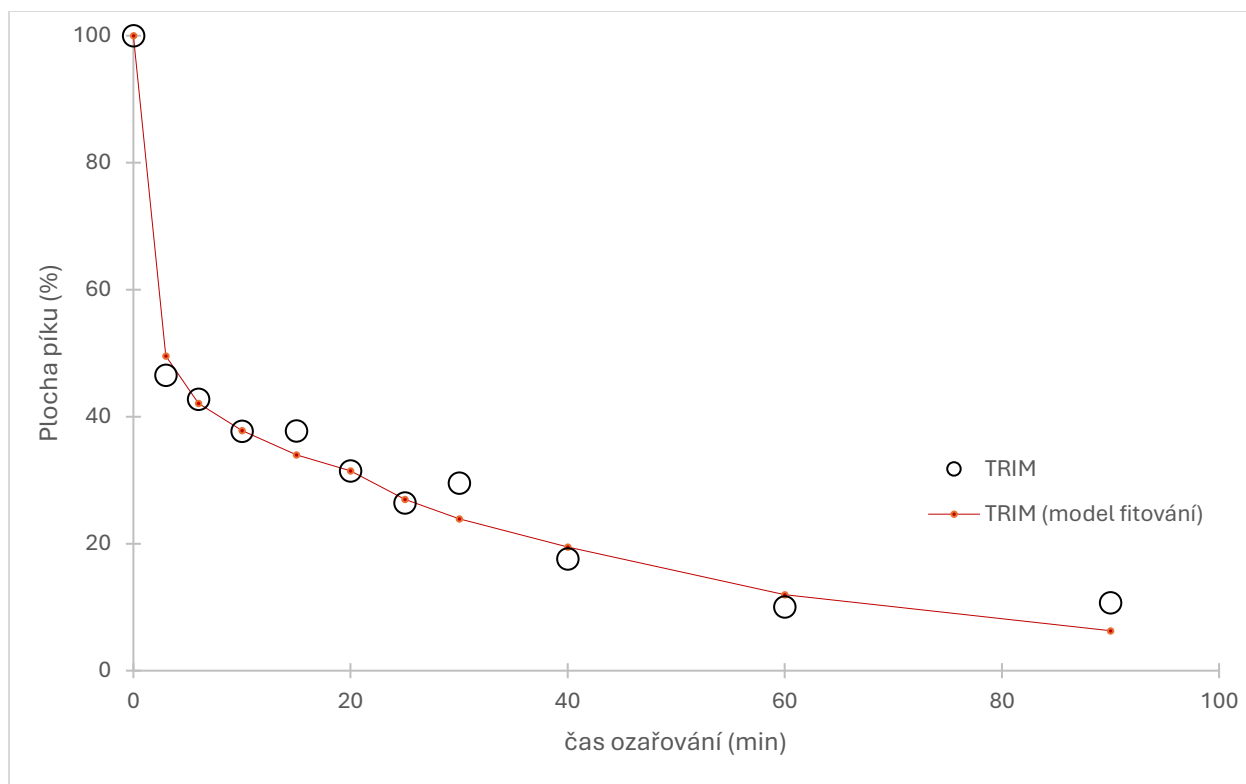
Z Obr. 10 je patrné, že dochází k úbytku TMP, přičemž při téže vlnové délce detekce nebyly pozorovány žádné produkty. V práci Opolzerové (2023) byl při degradaci TMP v homogenním prostředí s přidavkem železitých iontů pozorován jeden produkt s retenčním časem přibližně 4 min. Vzhledem k tomu, že metoda chromatografické analýzy byla identická v této práci a práci Opolzerové (2023), lze konstatovat, že degradace TMP v heterogenním systému probíhá jinak než v homogenním uspořádání.

Průběh fotochemické degradace TMP je znázorněn na Obr. 11:



Obr. 10: Průběh degradace TMP na TiO_2

Z Obr. 11 je patrné, že v prvních třech minutách proběhla velmi rychlá reakce, následovaná od třetí minuty pomalejším odbouráváním. Body nebylo možno proložit jednou exponenciální křivkou, byly tedy použity křivky dvě. Pro fitování experimentálních bodů byl použit optimalizační nástroj Řešitel (Solver) dostupný v programu Microsoft Excel, výsledek je znázorněna na Obr. 12.



Obr. 11: Porovnání experimentálních bodů úbytku TMP na TiO₂ a křivka získaná fitováním dat.

Křivka získaná fitováním dat je vyjádřena rovnicí 5:

$$C = A_1 e^{k_1 t} + A_2 e^{k_2 t} \quad (5)$$

Z modelové křivky plyne, že v počáteční fázi probíhala reakce s rychlostní konstantou 1.205 min^{-1} (k_1), v další fázi pak reakce s rychlostní konstantou 0.023 min^{-1} (k_2). Reakce v druhé fázi odbourávání je tedy cca 50krát pomalejší než v první fázi. Vysvětlení tohoto jevu je jen spekulativní: Může jít např. o obsazení aktivních míst katalyzátoru na počátku reakce a pomalou desorpci produktu degradace z povrchu katalyzátoru, nebo by se mohlo jednat o tvorbu aduktu mezi produktem první reakce a nezreagovaným SMX.

Pro oxidaci za účasti heterogenního fotokatalyzátoru se model dvojité exponenciály užívá v agrotokologických a farmakokinetických studiích pro vyjádření dvou nezávislých procesů: a)

ireverzibilní chemisorpce polutantu na katalyzátor, b) fotokatalytická oxidace polutantu (Kumpanenko et al., 2018).

V případě TMP, narozdíl od jiných studovaných léčiv, vyznívá výjimečně srovnání reakce s heterogenní fotokatalýzou provedené v této práci a katalýzou v homogenním prostředí (Opolzerová, 2023) jednoznačně ve prospěch heterogenní katalýzy, která vede k cca 90 % odbourání TMP po 60 minutách ozařování. U homogenní fotodegradace došlo pouze k 55 % odbourání za stejný časový úsek, další degradace navíc ani při delším ozařování neprobíhala.

U degradací zaměřených na odstraňování polutantů (včetně léčiv) z odpadních vod je významným údajem, z jak velké části došlo k mineralizaci polutantu, tedy rozkladu na anorganické sloučeniny, a tedy k důkladné eliminaci prvotních polutantů (Maridevaru et al., 2022). Proto bylo testováno pomocí analýzy TOC, zda v průběhu ozařování došlo k úbytku organického uhlíku, tj. k mineralizaci substrátu. Výsledky analýzy TOC jsou uvedeny v Tab. VI:

Tab. VI: Tabulka znázorňující hodnotu celkového organického uhlíku u ozářeného a neozářeného SMX a TMP

Vzorek	Celkový organický uhlík (mg/l)	Mineralizovaný podíl (%)
SMX neozářený	11.4	
SMX ozářený (90 min)	8.5	25.44
TMP neozářený	15.6	
TMP ozářený (60 min)	14.1	9.03

Z Tab. VI vyplývá, že v obou případech došlo k mineralizaci. V případě SMX došlo k úbytku organického uhlíku z 11.4 mg/l na 8.5 mg/l, tj. obsah organického uhlíku poklesl o celou čtvrtinu. V případě TMP došlo též k částečné mineralizaci, i když v menším rozsahu, obsah organického uhlíku poklesl o téměř 10 %. Lze tedy konstatovat, že heterogenní fotokatalyzovaná reakce na TiO_2 má v případě těchto dvou antibiotik potenciál eliminovat je z roztoku ve formě CO_2 , H_2O a dusičnanů případně i síranů u SMX. To je důležité z hlediska toxicity, protože některé postupy AOPs mohou vest k produktům vykazujícím větší toxicitu (testováno na bakteriích osmnácti druhů), jak uvádí např. studie s ozonizací autorů Dantase et al. (2008) či Gómeze-Ramose et al. (2011).

Zmíněná rizika léčiv v odpadních vodách vedla Evropskou unii k přijetí evropské směrnice 2024/3019 týkající se tohoto problému. Tato směrnice, schválená 27. listopadu 2024, ukládá povinnost ji transponovat do zákonů všech členů EU do konce roku 2025. Směrnice zavádí nový stupeň úpravy odpadních vod, který má za úkol odstraňovat mikropolutanty, do kterých také spadají rezidua léčiv. V bodu 18 se uvádí, že i nízká koncentrace léčiv je zdraví nebezpečná, a proto požaduje, aby bylo z odpadních vod odstraněno minimálně 80 % mikropolutantů v ČOV, které jsou za sídly s ekvivalentním počtem obyvatel. Ekonomickou novinkou je také to, že farmaceutické a kosmetické společnosti se budou muset finančně podílet na nákladech spojených s touto pokročilou úpravou vod. (*Směrnice (EU) 2024/3019*, 2024)

Samozřejmě, že nelze předjímat, jak přesně bude směrnice transponována do národních zákonů, ale lze očekávat, že se bude jednat o významnou investici do ČOV. Určitě je v zájmu nejen lidského prospěchu, ale i vzhledem k udržení funkčnosti vodních ekosystémů, aby směrnice byla transponována do zákona co nejpřísněji, tedy aby hranice velikosti sídla byla co nejnižší.

Porovnáme-li míru degradace obou léčiv s podmínkami směrnice EU, je vidět, že touto metodou se SMX dostatečně nevyčistil. Avšak metoda čištění pro TMP splňuje podmínky směrnice, a proto by se teoreticky mohla zavést v průmyslové purifikaci odpadních vod.

5 Závěry

Závěry práce je možné shrnout následovně:

V teoretické části:

- byla provedena rešerše na výskyt léčiv v odpadních a povrchových vodách a je zřejmé, že léčiva obecně jsou detekována v odpadních vodách i na odtoku pod čistírnami, a to včetně SMX a TMP;
- byla podána charakteristika dvou zástupců antibiotik užívaných společně, SMX a TMP;
- byl vysvětlen postup při čištění odpadních vod včetně nově zaváděných kvartérních stupňů čištění, a to zejména se zřetelem k fotokatalytickému odbourávání mikropolutantů s použitím polovodiče TiO_2 jako fotokatalyzátoru;
- byly vysvětleny základy chromatografické metody HPLC.

V experimentální části:

- byla provedena degradace SMX i TMP na TiO_2 , proměřen průběh degradace s využitím HPLC a byly získány rychlostní konstanty – rychlostní konstanta pro SMX činí $0,008 \text{ min}^{-1}$, degradace TMP byla modelována dvouexponenciálovou závislostí a rychlostní konstanty činí 1.205 min^{-1} v počáteční fázi a 0.023 min^{-1} v dalším odbourávání;
- u SMX byly pozorovány dva degradační produkty absorbující při vlnové délce, při níž byl detekován úbytek SMX. U TMP nebyl při vlnové délce detekce TMP pozorován žádný produkt;
- degradace SMX na TiO_2 byla významně pomalejší ve srovnání s reakcí v homogenním prostředí za světelných podmínek odpovídajících povrchovým vodám, degradace TMP byla naopak významně rychlejší;
- heterogenní fotokatalytickou reakcí se podařilo eliminovat cca 90 % původního množství TMP a 55 % původního množství SMX.
- metodou TOC bylo zjištěno, že v obou případech došlo při degradaci na TiO_2 k částečné mineralizaci – u SMX cca 25 % organického uhlíku bylo odbouráno za 90 min, u TMP 9 % org. uhlíku bylo odbouráno za 60 min.

6 Použitá literatura

Atkins, P. W., & De Paula, J. (2013). *Fyzikální chemie*. VŠCHT, Praha.

Canle, L. M., Fernández, M. I., & Santaballa, J. A. (2004). Developments in the mechanism of photodegradation of triazine-based pesticides. *J. Phys. Org. Chem.*, 18(2), 148–155. <https://www.sciencedirect.com/science/chapter/edited-volume/abs/pii/B9780323959537000138>

Rada, Evropská unie. (2025, December 12). Consilium. <https://www.consilium.europa.eu/cs/>

Diogo, B. S., Rodrigues, S., Golovko, O., & Antunes, S. C. (2024b). From bacteria to fish: ecotoxicological insights into sulfamethoxazole and trimethoprim. *ESPR*, 31(39), 52233–52252. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34659-y>

DIRECTIVE (EU) 2024/3019 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast) (Text with EEA relevance). (n.d.). Retrieved February 26, 2026, from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32024L3019>

Dodávky léčivých přípravků podle léčivé látky a cesty podání, 2024 [online]. [cit. 09. 11. 2025]. Online datový výstup. Státní ústav pro kontrolu léčiv (SÚKL). Dostupné z: <https://sukl.gov.cz/dodavky-lp-podle-lecive-latky-a-cesty-podani/rok-2024-5/>

Doubková, L. (2015). Fotodegradace hydrokortizonu v homogenní a heterogenní fotokatalytické reakci. [Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích]. <https://dspace.jcu.cz/handle/20.500.14390/24791>

Drugbank Online. (2024). *Sulfamethoxazole*. Go.drugbank.com. <https://go.drugbank.com/drugs/DB01015>

DrugBank. (2024, June 13). *Trimethoprim*. Go.drugbank.com. <https://go.drugbank.com/drugs/DB00440>

Dušáková, M. (2017). Fotochemická degradace verapamilu v homogenní a v heterogenní fotokatalytické reakci. [Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích] <https://dspace.jcu.cz/handle/20.500.14390/34020>

European Union (2008). Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1272/2008 ze dne 16. prosince 2008 o klasifikaci, označování a balení látek a směsí, o změně a zrušení směrnic 67/548/EHS a 1999/45/ES a o změně nařízení (ES) č. 1907/2006. Dostupné z: eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008R1272

Jean-Marie Frère, & Rigali, S. (2016). The alarming increase in antibiotic-resistant bacteria. *Drug Target Rev.* https://www.researchgate.net/publication/302026394_The_alarming_increase_in_antibiotic-resistant_bacteria

GAYA, U. I. a ABDULLAH, A. H., 2008. Heterogeneous photocatalytic degradation of organic contaminants over titanium dioxide: A review of fundamentals, progress and problems. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*. Roč. 9, s. 1–12. Dostupné z doi: 10.1016/j.jphotochemrev.2008.03.001. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389556708000300>.

Gaya, U. I., & Abdullah, A. H. (2008). Heterogeneous photocatalytic degradation of organic contaminants over titanium dioxide: A review of fundamentals, progress and problems. *J. Photochem. Photobiol. C: Photochem. Rev.*, 9(1), 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochemrev.2007.12.003>

Guedes-Alonso, R., Montesdeoca-Esponda, S., Pacheco-Juárez, J., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2020). A Survey of the Presence of Pharmaceutical Residues in Wastewaters. Evaluation of Their Removal using Conventional and Natural Treatment Procedures. *Molecules*, 25(7). <https://doi.org/10.3390/molecules25071639>

Hof, M. A. J., de Haan, H., Stepanovic, S., Bakker, S. J. L., Hak, E., Hopfgartner, G., Klont, F., & Investigators, T. (2025). Pharmacometabolomics Study of Sulfamethoxazole and Trimethoprim in Kidney Transplant Recipients: Real-World Metabolism and Urinary Excretion. *Metabolites*, 15(7), 473. <https://doi.org/10.3390/metabo15070473>

Hübner, U., Spahr, S., Lutze, H., Wieland, A., Steffen Rüting, Wolfgang Gernjak, & Wenk, J. (2024). Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – guidance for systematic future research. *Heliyon*, 10(9), e30402–e30402. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e30402>

Chejn, M. (2018). Fotokatalytická degradace organických látek. [Bakalářská práce, Univerzita Pardubice] Dostupné z: <https://dk.upce.cz/server/api/core/bitstreams/9c510a7a-a469-48b2-ba34-8c29bf6da7ea/content>

Kapalinová chromatografie | Přírodověda.cz. (2026). Prirodoveda.cz. <http://www.prirodoveda.cz/didakticke-materialy/chemie/kofein/kapalinova-chromatografie.html>

Konstantinou, I. (2003). Photocatalytic transformation of pesticides in aqueous titanium dioxide suspensions using artificial and solar light: intermediates and degradation pathways. *Applied Catalysis B: Environmental*, 42(4), 319–335. [https://doi.org/10.1016/s0926-3373\(02\)00266-7](https://doi.org/10.1016/s0926-3373(02)00266-7)

Kumpanenko, I. V., Roschin, A. V., Ivanova, N. A., Zelenina, E. I., Volchenko, T. C., & Panin, E. O. (2018). Heterogeneous Photocatalytic Oxidation of Pollutants in Air on TiO₂ Particles. *Russian Journal of Physical Chemistry B*, 12(1), 58–66. <https://doi.org/10.1134/s1990793118010220>

Leštinová, V. (2025). *Chromatografické testování a porovnání reverzních HPLC kolon.* [Bakalářská práce, Univerzita Karlova] <http://hdl.handle.net/20.500.11956/30413>

Heinz Lüllmann, Mohr, K., & Hein, L. (2007). *Barevný atlas farmakologie.* Grada Publishing a.s., České vydání; Praha

Maridevaru, M. C., Sorrentino, A., Belqasem Aljafari, & Sambandam Anandan. (2022). Composites for Aqueous-Mediated Heterogeneously Catalyzed Degradation and Mineralization of Water Pollutants on TiO₂—A Review. *J. Compos. Sci.*, 6(11), 350–350. <https://doi.org/10.3390/jcs6110350>

Martínková, L. (2017). *Pokročilé oxidační procesy - Fotokatalýza (řešeršní práce)*. [Bakalářská práce, Univerzita Karlova] <http://hdl.handle.net/20.500.11956/91463>

Nováková, L., Douša, M., & Petr Česla. (2021). Moderní HPLC separace v teorii a praxi.

Ohno, T., Sarukawa, K., Tokieda, K., & Matsumura, M. (2001). Morphology of a TiO₂ Photocatalyst (Degussa, P-25) Consisting of Anatase and Rutile Crystalline Phases. *J. Catal.*, 203(1), 82–86. <https://doi.org/10.1006/jcat.2001.3316>

Opolzerová, N. (2023). *Možnosti fotochemické degradace sulfonamidů a antibiotik ze skupiny diaminopyrimidinů*. <https://dspace.jcu.cz/handle/20.500.14390/48545>

Pecháček, J. (n.d.). Čištění odpadních vod [Studijní materiál]. Fakulta stavební, Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava.
https://projekty.fs.vsb.cz/010/downloads/prednasky/Cistení_odpadnich_vod-Pechacek.pdf

Petráňová, P. (2022). *Fotochemická degradace vybraných fluorochinolonových antibiotik na TiO₂ a antibakteriální aktivita fotoproduktů*. [Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích] <https://dspace.jcu.cz/handle/20.500.14390/46265>

Poncarová M., Šorf M., Poštulková E., Klementová Š., Hájek J., Fojtíková P., Kahoun D., Hrouzek P., Medková D., Petráňová P. (2025): Effects of atorvastatin and its photoproducts on three trophic levels of the aquatic food web. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 22, 14293-14308.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-025-06551-w>

PROBOŠTOVÁ, Jana; ŠIKOLA, Martin; KOSINA, Pavel et al., 2020. Reálné využití léčiv a jeho finanční dopad na zdravotní systém ČR – Závěrečná zpráva 2020. Závěrečná zpráva. Státní ústav pro kontrolu léčiv (SÚKL), Česká republika. Dostupné také z: https://sukl.gov.cz/wp-content/uploads/2025/02/Realne_vyuziti_leku_Zaverecna_zprava_2020.pdf

Příspěvatelé projektů Wikimedia. (2006, October 31). *zařízení na čištění odpadních vod*. Wikipedia.org; nadace Wikimedia.

https://cs.wikipedia.org/wiki/%C4%8Cist%C3%ADrna_odpadn%C3%ADch_vod

Roberts, S. C., & Zembower, T. R. (2020). Global increases in antibiotic consumption: a concerning trend for WHO targets. *Lancet Infect Dis*, 0(0). [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(20\)30456-4](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(20)30456-4)

Rogowska, J., Cieszyńska-Semenowicz, M., Ratajczyk, W., & Wolska, L. (2019). Micropollutants in treated wastewater. *Ambio*, 49(2), 487–503. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01219-5>

Shimadzu HPLC Blog: Detektory. (2025). LabRulez LCMS. <https://lcms.cz/article/5244>

Takagishi, Y., Ohsuga, K., & Ohama, S. (1984). Suppository containing sulfamethoxazole/trimethoprim complex and process for preparing the same (U.S. Patent No. 4,461,765). U.S. Patent and Trademark Office.

Tan, H. L., Abdi, F. F., & Ng, Y. H. (2019). *Heterogeneous photocatalysts: An overview of classic and modern approaches for optical, electronic, and charge dynamics evaluation*. *Chemical Society Reviews*, 48(5), 1255–1271. <https://doi.org/10.1039/C8CS00882E>

Vonešová, A. (2022). *Fotochemická degradace hypolipidemika atorvastatinu s využitím heterogenní fotokatalýzy*. [Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích] <https://dspace.jcu.cz/handle/20.500.14390/46203>

Základy HPLC - PUMPY A GRADIENT. (2016). LabRulez LCMS. <https://lcms.cz/article/1026>