

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí (B1601)

Studijní obor: BOZP (1604R007)



Zuzana Fojtová

Vliv zavlažování přečištěnou odpadní vodou na vývoj hydrofobity půdy
The effect of irrigation with treated wastewater on the development of soil hydrophobicity

Bakalářská práce

Vedoucí práce/Školitel: RNDr. Petra Innemanová, Ph.D.

Praha, 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného titulu.

V Praze

.....

Podpis

Poděkování

Ráda bych poděkovala RNDr. Petře Innemanové, Ph.D. za pomoc, ochotu, trpělivost a její čas, který mi věnovala při psaní mé bakalářské práce a měření vzorků. Také bych chtěla poděkovat Bc. Pavlu Šalandovi za poskytnutí půdy z jeho pokusu pro mou praktickou část. V neposlední řadě bych chtěla také poděkovat své rodině a nejbližším za podporu a zázemí, které mi při psaní práce poskytli.

Abstrakt

V této práci jsem se zabývala vlivem zavlažování přečištěnou odpadní vodou na vývoj hydrofobity půdy.

V teoretické části se zabývám vlivem používání přečištěné odpadní vody na vývoj hydrofobity u půd takto zavlažovaných, metodami, které se k měření používají a obecně přínosy a riziky aplikace přečištěných odpadních vod na půdu.

V praktické části jsem se zaměřila na měření hydrofobity pomocí metody Water Drop Penetration Time (WDPT). Vzorky půdy pocházely z lokality Hostětín, kde probíhá dlouhodobý závlahový test s přečištěnými odpadními vodami. Pro účely otestování metody WDPT byly použity vzorky půd, odebrané na začátku experimentu (v roce 2018) a dále vzorky, které byly v laboratorních podmínkách dlouhodobě zavlažovány přečištěnou odpadní vodou z kořenové čistírny. Jako kontrola sloužila závlaha studniční vodou a část vzorků z obou variant byla navíc zavlažována dešťovou vodou, která simulovala množství srážek, které v průměru spadly na území Zlínského kraje za dobu trvání pokusu. Voda, použitá pro tento pokus pocházela z kořenové čistírny u areálu Perlová voda nedaleko Kostelce nad Ohří v Ústeckém kraji. Vzorky byly zavlažovány po dobu jednoho roku. Metoda byla dále testována na vzorku zeminy ze stejné lokality, která byla uměle hydrofobizována použitím kyseliny stearové.

Výsledky testu naznačují, že zavlažování odpadní vodou po dobu 1 roku nemělo takový vliv na hydrofobitu testované půdy, který by byl měřitelný pomocí použité metody WDPT.

Klíčová slova: přečištěná odpadní voda, půdní hydrofobita, zavlažování

Abstract

In this work I have dealt with the influence of irrigation with treated wastewater on the development of soil hydrophobicity.

In the theoretical part I deal with the influence of using treated wastewater on the development of hydrophobicity in soils irrigated in such manner, the methods used for measurement and in general the benefits and risks of application of treated wastewater to soil.

In the practical part, I focused on measuring hydrophobicity using the Water Drop Penetration Time (WDPT) method. Soil samples originated from the Hostětín, where a long-term irrigation test with treated wastewater is underway. For the purpose of testing the WDPT method, soil samples taken at the beginning of the experiment (in 2018) were used, as well as long-term irrigated samples with treated wastewater from the constructed wetland under laboratory conditions. As a control served irrigation with well water and part of the samples from both variants was additionally irrigated with rainwater, which simulated the amount of precipitation that fell on average in the Zlín Region during the experiment. The water used for this experiment came from a constructed wetland close to the Perlová voda complex near Kostelec nad Ohří in the Ústí Region. The samples were irrigated for one year. The method was further tested on a soil sample from the same locality, which was artificially hydrophobized by using stearic acid.

The results of the test indicate that irrigation with wastewater for 1 year did not have such an effect on the hydrophobicity of the tested soil that would be measurable by using of the applied WDPT method.

Key words: treated wastewater, soil hydrophobicity, irrigation

OBSAH

ÚVOD	1
TEORETICKÁ ČÁST	2
1 Voda v půdě	2
1.1 Pohyb vody v půdě	2
2 Hydrofobita půdy	2
2.1 Změny hydrofobity v půdě	3
2.2 Způsoby měření hydrofobity	4
3 Odpadní vody	4
3.1 Mechanicko-biologická čistírna odpadních vod	5
3.2 Další metody čištění odpadních vod	5
3.2.1 Půdní filtry.....	6
3.2.2 Stabilizační nádrže.....	6
3.2.3 Akvakultury a bioeliminátory.....	6
3.2.4 Kořenová čistírna odpadních vod.....	7
4 Využití odpadní vody k závlaze	7
4.1 Přímé využití odpadní vody k závlaze	8
4.2 Využití přečištěné vody k závlaze	8
4.2.1 Přínosy zavlažování přečištěnou odpadní vodou.....	9
4.2.1.1 Využití vody v aridních oblastech.....	9
4.2.1.2 Přečištěné odpadní vody jako hnojivá závlaha.....	10
4.2.2 Rizika spojená s využitím odpadních vod k závlaze.....	11
4.2.2.1 Znečištění anorganickými látkami.....	11
4.2.2.2 Znečištění organickými látkami.....	13
4.2.2.3 Mikrobiální znečištění.....	14
4.2.2.4 Změna pH půdy.....	14
4.2.2.5 Zvýšení hydrofobity půdy v důsledku zavlažování odpadní vodou.....	15
4.3 Revitalizace poškozených půd	15
PRAKTICKÁ ČÁST	17
5 Metodika	17
5.1 Pomůcky a chemikálie	17
5.2 Původ půdních vzorků	17
5.3 Postup měření	18
6 Výsledky	19
7 Diskuze	20
ZÁVĚR	24
POUŽITÁ LITERATURA	25

ÚVOD

Obyvatelstvo mnoha zemí se díky klimatické změně potýká s rostoucím nedostatkem sladké vody. Tento nedostatek řeší, mimo jiné pomocí zavlažování přečištěnou odpadní vodou. Zavlažování přečištěnou odpadní vodou má velký potenciál, své výhody, ale také nevýhody. Jak uvádí Liu a kol. (2019) a také další autoři, výhodami při zavlažování odpadními vodami jsou zvýšení úrodnosti půdy či podpora mikroorganismů v půdě. Nevýhodou zavlažování odpadní vodou může být postupné snižování kvality půdy. Nejčastěji se jedná o zasolování, zhutnění půdy či akumulaci těžkých kovů a patogenů. Sou-Dakouré a kol. (2013) uvádí ve své studii, že používaná odpadní voda mnohdy nesplňuje požadavky světové zdravotnické organizace (WHO) a organizace pro výživu a zemědělství (FAO) na vodu určenou pro zavlažování.

Použití odpadní vody, přečištěné či nepřečištěné, může mít velký vliv na vlastnosti půdy. Jednou z vlastností půdy je i vodoodpudivost – hydrofobita. Při zavlažování odpadní vodou se podle různých výzkumů hydrofobita půdy zvětšuje, což vede ke špatným podmínkám pro růst rostlin či k odtoku vody z krajiny.

V teoretické části mé práce se zabývám vlivem používání přečištěné odpadní vody na vývoj hydrofobity u zavlažovaných půd. V praktické části jsem navázala na dlouhodobý experiment Bc. Pavla Šalandy, který mi laskavě poskytl vzorky odebrané na začátku a po ukončení ročního závlahového experimentu. U těchto vzorků jsem se pokusila aplikovat metodu Water Drop Penetration Time (WDPT) založenou na měření času potřebného ke vsáknutí kapky vody do půdní vrstvičky. Vzorky půdy pocházely z obce Hostětín ve Zlínském kraji a byly zavlažovány odpadní vodou z kořenové čistírny u areálu penzionu Perlová voda nedaleko Kostelce nad Ohří v Ústeckém kraji, dešťovou vodou, která byla zachytávána v místě pokusu a studniční vodou také pocházející z místa pokusu.

Cílem této práce je zhodnocení vlivu zavlažování odpadní vodou na vývoj půdní hydrofobity s využitím metody WDPT.

TEORETICKÁ ČÁST

1 Voda v půdě

Hlavním zdrojem vody v půdě jsou srážková a podzemní voda. Dalšími zdroji jsou povrchový či podzemní přítok či antropogenní zdroje. Z půdy se voda naopak ztrácí evaporací, transpirací či podzemním odtokem. Voda v půdě zajišťuje transport látek a komunikaci mezi jednotlivými půdními složkami. Na vodu v půdě se dá nahlížet jako na půdní roztok a půdní vodu. Na vodu v půdě působí různé síly například gravitační, kapilární, adsorpční, van der Waalsovy síly, vodíkové můstky a další. Podle působících sil se voda v půdě dělí na vodu gravitační, kapilární a adsorpční. (Pavlů, 2018)

V půdě je vázána celá řada látek, které jsou vodou přenášeny. Poutání těchto látek v půdě lze popsat jako půdní sorpční komplex. Velikost půdního sorpčního komplexu závisí na jednotlivých půdních částicích, např. na jílové materiály se budou vázat látky lépe než na zrnka křemenu. Nejvíce látek se v půdě váže na organické sloučeniny, zejména huminové látky. (Pavlů, 2018)

1.1 Pohyb vody v půdě

Pohyb vody v půdě probíhá ve směru záporného gradientu potenciálu. Pohyb vody závisí na propustnosti půdy. Voda se v půdě pohybuje jako vodný roztok a do procesu pohybu jsou zapojeny evaporace, transpirace, změny teplot apod. (Pavlů, 2018)

Pohyb vody v půdě může mít mnoho překážek, například utužování zemědělské půdy vede k vytvoření nepropustné vrstvy. Při zhutnění půdy dochází k zaplnění jednotlivých pórů, snižuje se retenční kapacita půdy a schopnost infiltrace. (Pavlů, 2018)

2 Hydrofobita půdy

Hydrofobita (vodoodpudivost) půdy je jev, který způsobuje, že voda dopadající na povrch půdy nesmočí půdu, ale odteče či prostoupí půdním horizontem. (Leelamania a kol., 2008)

Hydrofobita je závislá na jednotlivých složkách půdy. Jednou ze složek půdy jsou půdní koloidy, které jsou rozptýlené v půdním roztoku a jejich vlastnosti a struktura jsou součástí tohoto prostředí. Velikost koloidů je v rozmezí 1 nm až 1 μ m. Půdní koloidy mohou být jak organického tak anorganického původu. Můžeme je rozdělit například na hydrofilní a hydrofobní. Hydrofilní koloidy mají velký hydratační obal, jsou pohyblivé a málo koagulují. Hydrofobní mají malý hydratační obal a tím větší možnost přiblížení se k sobě navzájem a následné koagulace. Hydratační obal má jednu či více vrstev tvořených sorbovanými molekulami vody. Voda může

být tímto obalem přitahována nabitou koloidní částicí či na výměnný kationt. Voda se může také vstřebat do mezivrstev jílu a způsobit jejich bobtnání. Velikost hydratačního obalu způsobuje možnost přiblížení a koagulace jednotlivých koloidů. Koloidy hydrofobní mají větší možnost koagulace než hydrofilní. (Pavlů, 2018)

Doerr a kol.(2000) uvádí, že odpuzování vody půdou je částečně způsobeno hydrofobními organickými sloučeninami s dlouhými řetězci, které se uvolňují při rozkladu či spalování rostlin. Tyto organické sloučeniny mohou způsobit hydrofobitu díky svojí přítomnosti jako povlak jednotlivých zrn či agregátů půdy ale také jako částice mezi jednotlivými zrny půdy. Dále také uvádí, že větší náchylnost k hydrofobitě mají půdy, které jsou více strukturované. Dle Shakesby a kol. (2000) ovlivňuje velikost hydrofobity náchylnost půdy k erozi, dále také uvádí, že hydrofobita je přechodná vlastnost a při dlouhodobém zavlhčení mizí a průnik vody do půdy závisí také na tom, zda se v půdě vyskytují jiné částice (například kořeny rostlin).

Dle Rahav a kol. (2017) má hydrofobita půdy vliv na tok vody v půdě, což vede k nerovnoměrnému rozložení vody a živin v půdě. Koncentrace živin byla větší tam, kde byla půda zvlhčena.

2.1 Změny hydrofobity v půdě

Hydrofobita půd není stejná pro všechny typy půd. Hydrofobita se může uměle zvýšit mnoha způsoby. Navýšení lze provést například kyselinou stearovou, jak uvádí Leelamanie a kol., (2008). Dle Bisdoma a kol. (1992) mohou odpuzování vody v půdě iniciovat i mikroagregáty jako zbytky živočichů a rostlin. Čerstvá či jen částečně rozložená organická hmota je dle něj více vodoodpudivá než úplně rozložená organická hmota. Nadav a kol. (2013) ve svém výzkumu uvádí, že zavlažování přečištěnou odpadní vodou mělo vliv na zvýšení hydrofobity a to díky organické hmotě, kterou tato voda obsahovala. Zvýšení hydrofobity, jako riziko při zavlažování odpadní vodou uvádí i další autoři, více se této problematice věnují v kapitole 4.2.2.5 Zvýšení hydrofobity půdy v důsledku zavlažování odpadní vodou.

Snížení hydrofobity půdy lze dosáhnout například přidáním vhodného jílu do hydrofobní půdy. Mc Kissock a kol. (2002) zjistili, že aplikace jílu do půdy vedla k usnadnění smáčení půdy, což vedlo ke snížení vodoodpudivosti. Další možností jak lze snížit hydrofobitu půdy je její navlhčení či promytí vodou. Rahav a kol. (2017) uvádějí, že po nahrazení odpadní vody k zavlažování za čistou vodu, hydrofobita zkoumané půdy postupně klesala a také se významně snížila koncentrace solí a živin, které se v půdě původně vyskytovaly. Více se tomuto tématu věnují v kapitole 4.3 Revitalizace poškozených půd.

2.2 Způsoby měření hydrofobity

Hydrofobita půdy se měří několika způsoby. Jedním z nich je metoda “Water Drop Penetration Time” (WDPT), tedy metoda měření vsaku kapky vody do půdy za čas. V této metodě se měří čas, za který se kapka vody vsákne do půdy. Pokud se kapka vsákne rychle, jedná se o hydrofilní půdu (půdu se schopností vázat vodu). Když kapka zůstane na povrchu, dokud se neodpaří, či se nezačne vsakovat, jedná se o půdu hydrofobní (vodoodpudivou). Klasifikace půdy podle WDPT metody se liší u různých autorů. S. H. Doerr (1998) uvádí ve svém článku několik klasifikací podle různých autorů. Často využívaná je klasifikace, kdy se kapka vody vsákne do 5 sekund od aplikace, či klasifikace kdy se kapka vody vsákne do 1 sekundy od aplikace.

Další metodou, kterou je možné použít k zjištění hydrofobity půdy je metoda “The Molarity of an Ethanol Droplet” (MED). Tato metoda je často využívána v polních podmínkách. Metoda využívá známého povrchového napětí standardizovaných roztoků ethanolu ve vodě. Kapky, které mají větší povrchové napětí než půda, se vsakují déle než kapky s povrchovým napětím menším než povrchové napětí půdy. Aplikování kapek se zvyšujícím se povrchovým napětím (klesající koncentrací ethanolu) umožňuje klasifikaci půdy do kategorie povrchového napětí, která je určena mezi dvěma koncentracemi ethanolu. Povrchové napětí půdy se určuje do kategorie podle toho, kdy se kapka roztoku ethanolu vsákne. Díky tomu, že lze využít malé přírůstky koncentrace, dá se povrchové napětí při počátečním kontaktu stanovit přesně. (S. H. Doerr, 1998) Dle Moodyho a Schlossberga (2010) je metoda MED rychlejší než WDPT a je vhodná k testování in situ.

Půdy jsou obecně klasifikovány jako vodoodpudivé, pokud kapka vody, která je aplikována na půdu, spontánně nevnikne do půdy. Půda, která odpuzuje vodu, je taková půda, která má kontaktní úhel mezi půdou a vodou rovný či větší 90° . (Letey a kol. 2000)

Mezi další metody patří například „Ninety degree surface tension“ (NDST) tedy povrchové napětí devadesáti stupňů. Toto měření hydrofobity je založeno na tom, že index odpudivosti odpovídá povrchovému napětí roztoku, který zvlhčuje půdní materiál s kontaktním úhlem 90° . Měření probíhá pět vteřin. Předpokládá se tedy, že povrchové napětí roztoku, který pronikne za pět sekund je povrchové napětí roztoku, které zvlhčuje půdu při kontaktním úhlu 90° . Toto měření je velmi podobné MED metodě. (Letey a kol. 2000, Watson a Letey 1970, King 1981)

3 Odpadní vody

Zákon č 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) definuje odpadní vodu v § 38 takto:

„Odpadní vody jsou vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu) a jejich směsi se srážkovými vodami, jakož i jiné vody z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Odpadní vody jsou i průsakové vody vznikající při provozování skládek a odkališť nebo během následné péče o ně z odkališť, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace, a vod, které odtékají do vod důlních.“

Mezi znečišťující látky se řadí rozpuštěné organické a anorganické látky, nerozpuštěné organické a anorganické látky, radioaktivita, tepelné znečištění, mikrobiální znečištění, povrchově aktivní látky, mikropolutanty, či zbytky léčiv a kosmetických produktů. Velká většina odpadních vod je dnes nějakým způsobem čištěna, nejčastěji v čistírnách odpadních vod. Mezi nejčastěji čištěné vody patří splaškové a městské odpadní vody, což jsou odpadní vody z domácnostní a sociálních zařízení, často smíchané v kanalizaci se srážkovou vodou. (Bindzar a kol., 2009)

3.1 Mechanicko-biologická čistírna odpadních vod

Splaškové a městské odpadní vody jsou nejčastěji čištěny v mechanicko-biologických čistírnách odpadních vod. K čištění dochází v několika fázích.

První fáze čištění se nazývá mechanická. V této fázi se odpadní voda zbavuje hrubých nerozpuštěných látek a předmětů. Mechanické čištění zahrnuje lapák šterku, česle, lapáky písku, lapáky tuku a hlavně usazovací nádrže, kde probíhá primární sedimentace.

Druhou fází čištění je biologické čištění, které probíhá v aktivačních nádržích s biomasou. Biologické čištění musí být doplněno separačním stupněm, který odděluje vyčištěnou vodu od biomasy. Nejčastěji se separační stupeň provádí v dosazovacích nádržích. Oddělený kal z dosazovacích nádrží se částečně vrací do biologického stupně a částečně se odstraňuje jako přebytečný kal. Voda po tomto přečištění může dosahovat kvality, která je vhodná pro vypouštění do recipientu. V případě, že nedosahuje dostatečné kvality, přichází na řadu terciální čištění, které využívá fyzikálněchemických procesů. (Bindzar a kol., 2009)

3.2 Další metody čištění odpadních vod

Mezi další metody čištění odpadních vod můžeme zařadit přírodní způsoby čištění. Mezi tyto metody patří půdní filtry bez vegetace či s vegetací, vegetační čistírny, či závlahu odpadními vodami, kejdou či tekutými stabilizovanými odpady, stabilizační nádrže, akvakultury a bioeliminátory. Důležitou a nezbytnou součástí je mechanické čištění surové odpadní vody

před dalším čištěním. Přírodní způsoby čištění vod se využívají i k dočištění vod z mechanicko-biologických čistíren. U malých producentů (jednotlivé domy) se často používají septiky. Septiky mají 1 až 3 komory a mají systém norných stěn, aby nedocházelo k vyplavování kalů. Účinnost septiku je 10 až 15%. (Šálek a Tlapák, 2006)

3.2.1 Půdní filtry

Půdní filtry využívají samočisticí vlastnosti prostředí, využívají filtrační prostředí k zachycení a odstranění znečištění z odpadní vody. Rychlost filtrace a její účinek závisí na zrnitosti půdy, složení půdy, na obsahu jílnatých látek a humusu, složení odpadních vod a jejich vlastností. Při průniku odpadní vody půdním filtrem zde probíhají fyzikální, chemické a mikrobiální procesy. Většina zachycených látek zůstává ve svrchní části půdy. Látky obsažené v odpadní vodě jako jsou například amoniak, vápník, hořčík, sodík či draslík se vážou na sorpční komplex půdy. Při přebytku sodíku dochází k vytěsnění vápníku a hořčíku z půdy, což se může projevit zasolením či změnou propustnosti. Nejvíce se v půdě poutají fosforečnany, amoniak a organická hmota. Účinek čištění je největší při mírné závlaze odpadní vodou, čistící účinek se zvyšuje, pokud je půda porostlá vegetací, půda bez vegetace má minimální čistící účinek. (Šálek a Tlapák, 2006)

3.2.2 Stabilizační nádrže

Stabilizační nádrže slouží k úpravě vlastností vody a jejímu čištění, velmi často se tyto nádrže používají jako dočišťovací nádrže. Dělí se na dvě skupiny podle způsobu úpravy vlastností vody a to na nádrže upravující fyzikální vlastnosti vody a nádrže biologické upravující fyzikální, biologické a chemické vlastnosti vody. Mezi nádrže upravující fyzikální vlastnosti vody se řadí například chladicí, oteplovací či sedimentační nádrže. Mezi nádrže biologické se řadí aerobní biologické nádrže, fakultativní či anaerobní biologické nádrže. Při používání stabilizačních nádrží se často kombinují jednotlivé nádrže za sebou. Nevýhodou stabilizačních nádrží je velká potřeba plochy pro vybudování či menší účinnost mimo vegetační období. (Šálek a Tlapák, 2006)

3.2.3 Akvakultury a bioeliminátory

Akvakultury a bioeliminátory se používají na dočišťování vody. K dočišťování pomocí akvakultur se využívají například nádrže s okřehky (*Araceae*). Okřehky plní denitrifikační funkci, sbírají se z hladiny a následně se kompostují či jsou využívány ke krmným účelům. V průtočných bioeliminátorech se kolmo na směr proudu umísťují přepážky, na kterých se

postupně vytvoří řasové nánosy, které filtrují odpadní vodu. Řasové nánosy se poté, co splní svoji filtrační funkci, sbírají a kompostují. (Šálek a Tlapák, 2006)

3.2.4 Kořenová čistírna odpadních vod

Kořenové čistírny jsou využívány často u menších producentů, nanejvýš menších obcí (přibližně do 2000 ekvivalentních obyvatel (EO)). Jedná se nejčastěji o půdní filtry s vlhkomilnou a mokřadní vegetací. Mokřadní vegetace odebírá z odpadní vody živiny a stopové prvky a váže je v biomase, čímž snižuje nebezpečí eutrofizace. Kořenové čistírny odpadních vod jsou dvojího typu, a to s horizontálním prouděním či s vertikálním prouděním. Odpadní vody mohou proudit v těchto čistírnách po povrchu, pod povrchem či kombinovaně. Jednotlivé metody se používají pro různé druhy znečištění. Odpadní vody musí být před čištěním v kořenové čistírně důkladně přečištěny mechanickým čištěním. Čistící účinek těchto čistíren je velmi ovlivněn znečištěním přitékající vody, množstvím přitékající vody, zvolenou vegetací a klimatickými podmínkami. Účinnost čistíren je velká, a to i když jsou nerovnoměrně zatěžovány. (Šálek a Tlapák, 2006) Například Chen Y. a kol. (2016) uvádí, že kořenové čistírny odpadních vod mají velký účinek na odstranění organických látek, zejména díky fytořemediaci. Mezi nejčastěji používané rostliny v kořenových čistírnách odpadních vod patří dle Šálka a Tlapáka (2006) například rákos obecný (*Phragmites australis*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), chrastice rákosovitá (*phalaris arundinacea*) orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*) či kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*). Vodu, přečištěnou v kořenové čistírně lze i dále využít. Například Ali a kol. (2018) ve své práci zhodnotil přečištěnou vodu z kořenové čistírny jako vhodnou pro zavlažování zemědělské půdy v oblastech s nedostatkem vody.

4 Využití odpadní vody k závlaze

Závlaha odpadními vodami může být využita i jako způsob přírodního čištění. Při zavlažování odpadními vodami je využít jak vodní, tak hnojivový potenciál odpadních vod. Odpadní voda využívaná k závlaze by neměla obsahovat toxické látky. Před využitím odpadní vody k závlaze jsou odpadní vody mechanicky čištěny, v některých případech dochází i mechanicko-biologickému čištění, či chemickému čištění. K užívání odpadních vod k závlaze je nutné sledovat její fyzikální, chemické, biologické a radioaktivní vlastnosti. Závlaha odpadními vodami závisí na tom, jaké jsou klimatické poměry, půdní vlastnosti, kolik potřebuje rostlina vláhy i živin, jaké je množství a složení odpadních vod, ale závisí také na technických podmínkách a možnostech akumulace vody. (Šálek a Tlapák, 2006)

4.1 Přímé využití odpadní vody k závlaze

Mezi odpadní vody, které je možné využít k přímé závlaze, patří zejména zemědělské odpadní vody, a to závlaha odpadními vodami z mléčnic, závlaha silážními vodami či závlaha kejdou. Všechny tyto odpadní vody mají vysoký hnojivý účinek. Nejčastěji používanou závlahou je kejda, směs tuhých a tekutých výkalů a moče, s případnými zbytky krmiva či jiných nečistot. Kejda se před aplikací na zemědělskou půdu upravuje, aby byla lépe využitelná. Před použitím k závlaze se musí rozmělnit, odseparovat tuhé složky od tekutých a ve většině případů naředit vodou. Ostatní zemědělské odpadní vody se používají méně často, nejčastěji z nich se využívají silážní vody, které vyžadují zředění a úpravu reakce na neutrální až mírně alkalickou. (Šálek a Tlapák, 2006)

K závlaze se dá využít i stabilizovaný primární kal z čistíren odpadních vod. Tento kal je možné používat s určitými podmínkami, které jsou uvedeny ve vyhlášce Ministerstva životního prostředí ČR č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Používá se v tekutém i tuhém stavu k přímému hnojení zemědělských plodin, či rychle rostoucích dřevin nebo školkařských kultur. (Šálek a Tlapák, 2006)

Castro a kol. (2009) ve svém pokusu zjistil, že využití čistírenského kalu vedlo ke zvýšení úrodnosti, ale současně k větší kontaminaci mikroorganismy. Pěstovaná plodina obsahovala vysoké koncentrace N a P a při použití tohoto druhu hnojiva se velmi zlepšily zemědělské podmínky půdy jako je množství organické hmoty a živin.

U některých odpadních vod může být nadbytek dusíku a nesmějí se tedy dle směrnice rady 91/676/EHS z 12. 12. 1991 o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů na půdu aplikovat. Tento problém řeší ve své studii Harrington a kol. (2010). Ve svém pokusu pomocí mokřadu s povrchovým tokem, který si k pokusu vybudoval, čistil kejdu prasat. Zjistil, že je to velmi účinné a přitom nenákladné.

4.2 Využití přečištěné vody k závlaze

Při čištění odpadních vod dochází k zachycení části živin. K závlaze se používají přečištěné komunální vody, průmyslové odpadní vody např. mlékárenské, cukrovarské nebo škrobárenské.

Závlaha komunálními odpadními vodami se často používá jako druhý či třetí stupeň biologického čištění. K závlaze jsou vhodné spíše vody z menších měst a vesnic, bez průmyslových zón. Průmyslové vody mají zvláštní fyzikální, chemické i biologické vlastnosti. V průmyslových vodách se musí stanovit obsah škodlivých látek a poté určit zda jsou vhodné k závlaze. (Šálek a Tlapák, 2006)

Přečištěné odpadní vody musí splňovat limity pro vypuštění do podzemní či povrchové vody podle 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 a Nařízení vlády č. 57/2016 sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních. Dále vodu vhodnou pro závlahu upravuje technická norma ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu, která předepisuje jednotlivé přípustné hodnoty pro zavlažování.

4.2.1 Přínosy zavlažování přečištěnou odpadní vodou

Zavlažování odpadní vodou má mnoho výhod v zemědělství, aridních oblastech a také přínosy pro životní prostředí. Scheierling a kol. (2011) uvádí jako přínosy pro životní prostředí například vyhnutí se dopadům vypouštění odpadních vod do řek či jezer, což vede k eutrofizaci, zabíjení ryb, či vyčerpání rozpuštěného kyslíku. Odpadní vody mohou vést ke snížení používání umělých hnojiv a odebírání vody pro zemědělství ze sladkovodních zdrojů, které mohou být využity jako zdroje pitné vody. Mezi další přínosy zavlažování odpadní vodou patří například využití hnojícího efektu, zvýšení mikrobiální aktivity či přísun organické hmoty do půdy. (Liu a kol, 2019)

4.2.1.1 Využití vody v aridních oblastech

V aridních oblastech se přečištěná odpadní voda často využívá v zemědělství, ale i v domácnostech, elektrárnách, průmyslu či k zavlažování. Mezi země, které využívají odpadní vodu ve velké míře, patří například Izrael, Čína, Španělsko, Jordánsko či Chile. Díky klimatické změně a větší míře sucha se využití odpadní vody rozšiřuje z aridních oblastí do celého světa. Zkušenosti zemí, které již odpadní vodu využívají, mohou vést k rozšíření tohoto typu využití po celém světě.

Odpadní vodu v domácnostech například ke splachování využívají v Pekingu. Liang a Van Dijk (2012) uvádí, že využití přečištěné odpadní vody není nákladné a znovupoužití vody má více výhod než nevýhod. Mezi nejčastější využití odpadní vody patří zavlažování zemědělských ploch. Dle Al-Hamaideh a Bino (2010) se dá využít k zavlažování přečištěná „šedá voda“, neboli voda z kuchyní či koupelen, která se nemísí s vodou z toalet. Tato voda se často využívá k zavlažování zahrad v Jordánsku. Zavlažování touto vodou neprokázalo v jejich výzkumu žádné nepříznivé účinky na plodiny.

Zaibel a kol. (2016) zkoumal vliv přečištěné odpadní vody vypouštěné do přehrady, která se využívá k zadržení vody z povodní a poté k zavlažování. Přečištěná odpadní voda z čistírny odpadních vod zajistila stálý přísun vody do nádrže. Kvalitu vody více ovlivňovaly povodně než přečištěná odpadní voda. Vypouštění odpadní vody do nádrže je dle autorů vhodný způsob doplnění vody v nádrži i v suchých měsících roku.

Mu'azu a kol. (2020) zkoumal, jak vnímají lidé v Saudské Arábii, jenž je velmi aridní zemí, využití přečištěné odpadní vody k hašení požárů, mytí aut či napouštění bazénů. Většina respondentů vidí přečištěnou odpadní vodu jako vhodný zdroj pro hašení požárů či mytí aut, naopak využití přečištěné odpadní vody k napouštění bazénů nebylo pro oslovenou veřejnost přijatelné. Více respondentů uvádí, že napouštění bazénů přečištěnou odpadní vodou, která by byla kombinovaná s čistou vodou, už by bylo přijatelnější. Dle Garcia-Cuerva a kol. (2016), jehož výzkum byl zaměřen na využití přečištěné odpadní ve Spojených státech amerických, jsou lidé více ochotni využívat přečištěnou odpadní vodu, pokud zažili nedostatek vody. Většina respondentů z tohoto výzkumu uvedla, že přečištěnou odpadní vodu by využila tak, aby se vyhnuli přímé expozici takovéto vodě, tedy spíše pro zavlažování trávníků, než zeleniny, kterou by poté měli konzumovat. Segura a kol. (2018) také uvádí, že respondenti, kteří se potýkali s nedostatkem vody, jsou ochotni využívat přečištěnou vodu ve větší míře, než respondenti z oblastí kde mají vody dostatek. Povědomí respondentů o využití přečištěné odpadní vody se zvětšuje a většina respondentů vidí využití přečištěné odpadní vody jako dobrou alternativu.

4.2.1.2 Přečištěné odpadní vody jako hnojivá závlaha

Při zavlažování přečištěnými odpadními vodami dochází k využití a poutání dusíku a fosforu v biomase. Odpadní vody s vysokým obsahem organických látek mají vysoký vliv na zvyšování obsahu humusu. (Šálek a Tlapák, 2006) K hnojení se mohou využít i čistírenské kaly, které v sobě obsahují živiny.

Látky obsažené v odpadní vodě jako je dusík (N), fosfor (P) a draslík (K) přispívají k lepší živnosti půdy. Yadav a kol. (2002) uvádí, že při zalévání odpadní vodou se zvýšil obsah N, P a K v půdě a také v plodinách pěstovaných na této půdě.

Akponikpè a kol. (2011) uvádí, že zavlažování přečištěnou odpadní vodou mělo pozitivní vliv na růst rajčat a lilku, které na této půdě rostly. Dále také uvádí, že při zavlažování přečištěnou odpadní vodou by nemělo být potřeba půdu s pěstovanou plodinou přihnojovat, jelikož přečištěná odpadní voda obsahuje dostatek živin, které nahradí hnojivo. Vliv zavlažování pomocí přečištěné odpadní vody na rajčata zkoumali také Demir a Sahin (2010), kteří uvádějí, že po

zavlažování přečištěnou odpadní vodou se zvýšil výnos rajčat oproti výnosu rajčat na půdě zavlažované čistou vodou. Zvýšený obsah živin se projevil v plodech rajčete.

Hnojící efekt přečištěné odpadní vody uvádí ve svém výzkumu také Gutierrez-Gines a kol. (2020). Ve své práci uvádí, že hnojící efekt přečištěné vody aplikované na pastvinu by mohl významně snížit spotřebu hnojiv a zvýšit výnos z pastvin až o 65% oproti pastvinám zavlažovaných pouze čistou vodou. Při vhodném dávkování přečištěné odpadní vody podle ročního období by dle něj mohlo dojít k ještě větší produkci rostlin na pastvě a tím i většímu výnosu.

4.2.2 Rizika spojená s využitím odpadních vod k závlaze

Odpadní voda obsahuje mnoho znečišťujících látek, které se dostávají do půdy a znehodnocují ji nebo zamezují životu v ní. Mezi významné znečišťující látky, které se do půdy dostávají s přečištěnou či surovou odpadní vodou jsou těžké kovy, soli, viry a bakterie. (Liu a kol., 2019)

Podle Liua a kol. (2019) je rizikem zasolování, znečištění těžkými kovy a patogeny či také zhutnění půdy. Dále také uvádí, že mezi škodlivé účinky dlouhodobého zavlažování odpadní vodou patří fyzické zablokování pórů suspendovaným materiálem.

Mezi jedno z významných rizik při zavlažování odpadní vodou je vliv na zdraví. Rozhodující je, jak je s odpadní vodou před použitím nakládáno. Znečištění půdy díky odpadní vodě, může dle Heddeho a kol. (2012) vést i k úbytku bezobratlých živočichů.

Zalévání odpadní vodou může mít vliv i na plodiny pěstované na takto obdělávané půdě.

Odpadní voda obsahuje suspendované částice, které mění hydrofobitu, vodivost půdy a snižují provzdušnění a tím vedou k tomu, že půda není vhodná pro růst kořenů, jak uvádí Paudel a kol. (2016). Rozdíl v růstu kořenů zaznamenal mezi dvěma typy půdy, a to jílovitou půdou a půdou písčitou. V písčité půdě nebylo pozorováno významné snížení v růstu kořenů, zatímco v jílovitě půdě byl růst kořenů snížen. Z této práce vyplývá, že dlouhodobé zavlažování odpadní vodou má vliv na vlastnosti půdy. Paudel a kol. (2016) i Assouline a Narkis (2011) uvádějí ve svých studiích, že k poškození jsou náchylnější jílovité půdy. Assouline a Narkis (2011) zjistili, že po zalévání odpadní vodou byly negativně ovlivněny půdní hydraulické vlastnosti a průtokový režim půdy.

4.2.2.1 Znečištění anorganickými látkami

Zasolování půd je jednou z možností degradace půdy. Zasolování (salinizace) může být způsobeno z mnoha důvodů. Jedním z nich je převažující vztlínání vody nad vsakem. Voda, která

vzlíná k povrchu, s sebou nese rozpuštěné soli a na povrchu se vypaří a nesené soli zde zůstávají ve velkém množství. Zasolování tohoto typu je typické pro aridní oblasti. (Pavlů, 2018) Zasolování jako problém při zavlažování odpadní vodou uvádí také Bedbabis a kol. (2013). V olivovém sadu, kde výzkum probíhal, porovnával zavlažování odpadní vodou, pitnou vodou a dešťovou závlahou. Při zavlažování odpadní vodou došlo, oproti plochám zavlažovaným jinými zdroji, ke zvýšení Na^+ a Cl^- iontů v půdě. Zasolení má vliv na vegetativní růst rostlin a výnos plodiny, která na zasolené půdě roste, jak uvádí Usman a kol.(2016). Dále uvádí, že při zavlažování vodou s obsahem solí, se může kvalita půdy zlepšit přidáním biocharu, který má potenciál zvýšit vegetativní růst, výnos či účinnost využití vody a živin pro pěstovanou plodinu.

Významným znečištěním jsou těžké kovy, které se v půdě akumulují. Jedná se hlavně o kadmium (Cd), chrom (Cr), měď (Cu), nikl (Ni), olovo (Pb), mangan (Mn) a zinek (Zn).

Abdu a kol. (2011) ve své studii uvádějí, že zavlažování odpadní vodou zvyšovalo množství těžkých kovů v půdě. Část těžkých kovů se do půdy dostává i depozicí z deště. Na zkoumaném území se nejvíce hromadil Zn a Cd ve svrchní vrstvě půdy. Pěstovaná zelenina obsahovala zvýšenou koncentraci těžkých kovů. Hromadění těžkých kovů bylo pozorováno více u listové zeleniny, naopak u kořenové zeleniny nebylo hromadění tak patrné. Hromadění těžkých kovů v plodinách i půdě, konstatuje ve své studii i Yadav a kol. (2002), kteří zaznamenali po zavlažování odpadní vodou vyšší koncentrace Pb, Cd, Zn, Mn, Cu, Fe a Ni a dále také zvýšení obsahu dusíku (N), fosforu (P), draslíku (K) a sodíku (Na). Zvýšenou koncentraci kovů ve svrchní vrstvě půdy, která byla zavlažována odpadní vodou, uvádí také Demir a Sahin (2017). Obsah kovů jako je železo, zinek, měď, kadmium a nikl byl proti půdě zavlažované čistou vodou zvýšen až o 26%. Zvýšenou koncentraci Cd a Pb v půdě uvádí ve svém výzkumu, zaměřeném na zavlažování mokřadu přečištěnou odpadní vodou z výroby papíru také Chen A. a kol. (2016).

Hlavním rizikem, které těžké kovy z přečištěných odpadních vod představují, je kontaminace plodin. Tu při zavlažování přečištěnou odpadní vodou dokázali ve svém výzkumu například Singh a Agrawal (2012). Na půdě zavlažované přečištěnou odpadní vodou pěstovali řepu obecnou (*Beta vulgaris L.*), ve které se vyskytovaly vysoké koncentrace Cd, Pb a Ni. Tyto koncentrace byly nadlimitní a mohly vést ke zdravotním rizikům při konzumaci.

Hromadění těžkých kovů popisuje ve své studii i Lamy a kol. (2006), který zjistil, že těžké kovy se nejvíce drží ve vrchní vrstvě půdy, ale mají také tendenci dostávat se do hlubších vrstev půdy. Ve své studii uvádí, že půda, která je zalévána odpadní vodou po delší dobu, obsahuje větší množství Zn i v hlubších vrstvách než půda, která je zalévána po kratší časový interval. Dále také uvádí, že zavlažování odpadní vodou má za následek viditelnou změnu morfologie půdy.

4.2.2.2 Znečištění organickými látkami

Odpadní vody obsahují velké množství organických látek, a to přírodních i uměle vyrobených. Mezi časté uměle vytvořené organické látky vyskytující se v odpadních vodách patří zbytky léčiv a kosmetických produktů, pesticidů či persistentních organických látek (POPs). Tyto látky se z odpadních vod a čistírenských kalů využitých k závlaze či hnojení mohou dostat do půdy, podzemní vody a potravního řetězce a ohrozit zdraví či chování organismů.

Margot a kol. (2015) uvádí, že většina organických polutantů v odpadní vodě (až 70%) je zneškodněna v čistírnách odpadních vod biodegradací či sorpcí na splaškové kaly. Není ale prokázáno, že i zbytek, který se dostane do životního prostředí, ho nepoškodí, protože některé látky jsou škodlivé i při malých dávkách. Dále také uvádí, že hydrofilní a špatně rozložitelné organické látky se používanými metodami odstraňují jen velmi špatně a mohou mít vliv na prostředí, do kterého se dostanou. Turner a kol. (2019) ve svém výzkumu zkoumali vliv zavlažování odpadní vodou z domácností na podzemní vodu a prokázali, že některé látky se z odpadní vody využitě k závlaze dostanou až do podzemní vody a mohou mít dále vliv na životní prostředí či lidské zdraví.

Mezi časté organické znečištění, které je detekované v odpadních vodách v České republice, dle Chen Y. A kol. (2016) patří například ibuprofen, kofein, paracetamol, ketoprofen a furosemid. Naměřené koncentrace léčiv se lišily podle sezóny, jako příklad je uváděn ibuprofen a paracetamol, které dosahovaly nejvyšších hodnot v zimě. Tyto látky byly zkoumány v odpadní vodě před kořenovou čistírnou, a poté také u výpusti z kořenové čistírny. Ukázalo se, že kořenová čistírna má velký vliv na odstranění těchto látek z vody. Vysoký obsah těchto látek a to, že je lze z odpadní vody odstranit fytořemediací v kořenové čistírně odpadních vod, uvádí ve svém článku také Rabello a kol. (2019).

Persistentní organické látky vypouštěné do řek z čistíren odpadních vod se dle Urbaniaka a kol. (2019) usazují v sedimentech. Velké koncentrace těchto látek jsou v řece patrné při povodních, kdy se víří dno. Dále také uvádí, že většina persistentních organických látek není čistírnami odpadních vod přečištěna. Při aplikaci vody, čistírenských kalů a sedimentů řek na půdu lze využít vhodné fytořemediátory, aby tyto látky dále nezůstávaly v prostředí. Jako velmi účinné uvádí okurku (*Cucumis sativus L.*) a cuketu (*Cucurbita pepo L.*), které velmi dobře tyto látky akumulují z půdy. Vliv léčiv z odpadní vody zkoumala také De Santiago-Martín a kol. (2020), která uvádí, že většina léčiv, která v odpadní vodě vypuštěné do řeky byla, byla v nízkých koncentracích, a do kukuřice seté (*Zea mays*), pěstované na pozemku zavlažovaném odpadní vodou a vodou z řeky těsně za výpustí čistírny, se dostala pouze některá léčiva a to jen ve velmi nízkých koncentracích.

4.2.2.3 Mikrobiální znečištění

Při zalévání odpadní vodou se mohou na plodiny pěstované na takto obdělávaných polích dostat mikroorganismy. Bakterie, viry, jednobuněčné organismy či patogeny mohou mít vliv na zdraví rostliny i člověka. Weldesilassie a kol. (2011) uvádí ve své studii, prováděné v Etiopii, že nejčastějším zdravotním problémem, způsobeným zavlažováním nepřečištěnou odpadní vodou jsou střevní hlístice, kožní onemocnění a průjem. Kontaminace ale nemusí být pouze z odpadní vody. Ensink a kol. (2007) zkoumal, zda se zdraví rizikové bakterie a hlístice vyskytují na plodinách z pole zavlažovaného odpadní vodou v Pakistánu a výsledky porovnával se stejnými potravinami nakoupenými na místním trhu o 12 hodin později. Došel k závěru, že k největšímu znečištění dochází při nehygienické manipulaci se zeleninou, výsledky jeho studie prokázaly, že na zelenině z pole byl menší podíl bakterie *Escherichia coli* a vajíček hlístic než na zelenině zakoupené na místním trhu.

Koncentraci mikrobiologických organismů v jednotlivých vodách využívaných k zavlažování posuzoval také Rusinol a kol. (2019). Mikrobiální znečištění objevil ve všech zdrojích vody krom vody pitné. Mezi zkoumanými vodami byla i voda z čistírny odpadních vod, která byla dále čištěna v mokřadu. Toto terciální čištění napomohlo ke zlepšení kvality vody a mikrobiální znečištění se poté vyskytovalo méně.

Yin a kol. (2019) zkoumal, zda se na zavlažovaném špenátu vyskytují koliformní bakterie. Porovnává mezi sebou zavlažování dešťovou vodou, podzemní vodou a přečištěnou odpadní vodou. Při použití odpadní vody k závlaze byly dokonce zjištěny nižší hodnoty obsahu bakterií než při použití vody podzemní, z čehož lze usuzovat, že je důležité hlídat kvalitu použité vody a nehledět jen na to z jakého zdroje je voda brána.

Farhadkhani a kol. (2020) ve svém pokusu zkoumala mikrobiální znečištění bakteriemi rodu *Campylobacter* vyskytujících se v přečištěné vodě určené k závlaze. Tyto bakterie sledovali v přečištěné odpadní vodě, v půdě na kterou byla voda aplikována a na sklizené zelenině. Bakterie byly detekovány v přečištěné odpadní vodě avšak v půdě či zelenině už ne. Dle výsledků, lze tedy využít přečištěnou odpadní vodu bez rizik spojených s těmito bakteriemi.

4.2.2.4 Změna pH půdy

Mezi další významné poškození půdy se řadí změna jejího pH. Častá u zavlažování přečištěnou odpadní vodou je alkalizace, neboli zvýšení pH půdy. Sou-Dakouré a kol. (2013) ve své studii uvádí, že po zavlažování odpadní vodou z průmyslové zóny v Burkina Faso, došlo během dvou let zavlažování ke zvýšení alkality a sodifikaci, selhala půdní struktura a vznikly černé alkalické usazeniny na povrchu, způsobené vylouhováním organické hmoty z půdy. Také došlo ke snížení

výnosu pěstované plodiny. Odpadní voda použitá pro tento pokus byla alkalická, obsahovala velké množství sodíku a před použitím k zavlažování byla upravena pouze v jezeru s nižšími rostlinami. Zvýšení pH uvádí ve svém výzkumu i Chen A. a kol. (2016). Singh a Agrawal (2012) ve svém pokusu uvádějí, že po zavlažování přečištěnou odpadní vodou došlo ke snížení pH půdy. Yao a kol. (2013) naopak ve svém výzkumu změnu pH půdy při zalévání odpadní vodou neprokázal.

4.2.2.5 Zvýšení hydrofobity půdy v důsledku zavlažování odpadní vodou

Liu a kol. (2019) ve své studii uvádí, že zavlažováním odpadní vodou dochází ke zvýšení hydrofobity ve vrchní vrstvě půdy. Půda zavlažována odpadní vodou po dobu 4-6 let se ve vrchní vrstvě stala vodoodpudivou. Odpudivost vody v půdě je podle něj velmi proměnlivá oproti ostatním fyzikálním vlastnostem. Mahmoud a kol. (2010) uvádí, že po dlouhodobém zavlažování odpadní vodou, která vzniká při výrobě olivového oleje, došlo ke zvýšení hydrofobity ve vrchní vrstvě půdy. Takzvanou šedou vodu a dopady na zavlažování s ní zkoumal ve své studii Travis a kol. (2008). Věnoval se hlavně olejům a tukům v této vodě obsažených a zjistil, že se tyto tuky hromadí v půdě a mohou vést ke zvýšené vodoodpudivosti půdy a proto je důležité tuto vodu před použitím vyčistit od tuků a olejů.

4.3 Revitalizace poškozených půd

Zavlažování přečištěnou odpadní vodou má vliv na vlastnosti půdy, jak je patrné z předchozího textu. Některá poškození lze napravit nebo se jím dá předejít. Mnoho autorů uvádí, že před zavlažováním přečištěnou odpadní vodou by měla být zkontrolována její kvalita, aby se půda aplikací přečištěné odpadní vody nezneškodnovala.

Rahav a kol. (2017) se zabýval revitalizací půdy, která byla dlouhodobě vystavena zavlažování přečištěnou odpadní vodou. Ve svém pokusu na písčité půdě citrusového sadu v Izraeli zkoumal hydrofobitu u půdy, která byla zavlažována přečištěnou odpadní vodou a také u půdy, u které bylo zavlažování přečištěnou odpadní vodou nahrazeno čistou vodou. Jeho výsledky ukazují, že po dvou letech zavlažování čistou vodou se snížila hydrofobita půdy a klesla koncentrace živin a solí v půdě. Koncentrace solí v této půdě se snižovala s délkou pokusu. Na výsledcích je patrný i vliv dešťů, které také vedly k malé změně hydrofobity. Mc Kissock a kol. (2002) zkoušel ve svém pokusu hydrofobní půdu smáčet a znovu vysušovat. Došel k závěru, že půda po namočení a znovu usušení vykazovala menší hydrofobitu než takto neupravená půda. Dále také uvádí, že po přidání jílu do písčité půdy, se zvětšila její nasákavost, což vedlo i ke snížení hydrofobity. Největší snížení zaznamenali u jílu s obsahem kaolinu.

Li a Kang (2020) revitalizovali zasolenou půdu pomocí loužení vodou. Všechny zkoumané půdy se díky loužení staly méně zasolené. Při použití loužení vodou autoři varují před nárůstem pH a doporučují pH kontrolovat. Po 2-3 letech zavlažování slané půdy čistou vodou dosáhli zvýšení úrodnosti půdy, loužení tedy bylo shledáno jako účinná rekultivace.

Manasa a kol. (2020) zkoumali, co se stane s půdou po přidání biocharu a digestátu a došli k závěru, že biochar dobře aktivoval půdní vlastnosti a celkově zasoleným půdám může pomoci aplikace organické hmoty na půdu. Seenivasan a kol. (2016) revitalizovali alkalickou půdu s vysokým obsahem sodíku pomocí aplikace hnoje a kompostu na půdu a fytořemediaci (snížení kontaminace půdy pomocí rostlin). Aplikace hnoje a kompostu vedla k rozkladu rostlinných zbytků v půdě, návratu živin, zvýšení množství organického uhlíku v půdě a snížení pH. Obsah sodíku se významně snížil díky fytořemediaci a autoři uvádí, že je to vhodná metoda ke snižování sodíku v půdě.

Fytořemediaci znečišťujících látek z půdy, jako levné a efektivní řešení uvádí také Arya a kol. (2017). V kapitole o fytořemediaci uvádí, že rostliny využitě k čištění půdy se dají následně využít jako zdroj biopaliva či krmiva pro dobytek a proto je velmi výhodné rostliny s dobrou akumulací schopností k odstraňování znečištění využívat.

PRAKTICKÁ ČÁST

5 Metodika

5.1 Pomůcky a chemikálie

Kyselina stearová (ve formě odpadní látky z procesu impregnace juty, poskytla firma DEKONTA, a. s.)

Aceton

Destilovaná voda

Elektrická sušárna

Petriho misky o průměru 10 cm

Laboratorní váhy

Skleněná pipeta

Stopky

Nerezová lžička

5.2 Původ půdních vzorků

Jako vzorek půdy k měření byla využita půda z obce Hostětín ležícím ve Zlínském kraji. V rámci řešení diplomové práce Bc. Pavla Šalandy, který vzorky laskavě poskytl, byly v roce 2018 odebírány vzorky na experimentálním závlahovém poli v areálu kořenové čistírny odpadních vod na dané lokalitě. Jednalo se o hlinito-písčitou půdu, jejíž podrobná charakteristika je předmětem zmíněné diplomové práce. Pro jednorázový test použitelnosti metody WDPT na jednom typu půdy nebyly tyto charakteristiky považovány za relevantní. Vzorky půdy byly prosety sítím s velikostí ok 2 mm a naváženy do pokusných nádob o objemu 9 litrů. Nádoby byly umístěny v pokusném skleníku firmy Dekonta a vybaveny systémem kapkové závlahy (podrobně uvedeno v diplomové práci Bc. Pavla Šalandy). Pro účely měření hydrofobity vzorků v rámci mé bakalářské práce byly vzorky odebrány na začátku (1. 3. 2019) a na konci (3. 3. 2020) rok trvajících experimentu. Celkem byly testovány 4 varianty zavlažování:

- a) vzorky zavlažované pouze odpadní vodou
- b) vzorky zavlažované pouze studniční vodou
- c) vzorky zavlažované odpadní a dešťovou vodou

d) vzorky zavlažované studniční a dešťovou vodou

Odpadní voda pocházela z kořenové čistírny odpadních vod u areálu penzionu Perlová voda nedaleko Kostelce nad Ohří v Ústeckém kraji, kde probíhal druhý závlahový experiment. Vzhledem k lepší dostupnosti této lokality byla závlahová voda dovážena právě z této kořenové čistírny odpadních vod. Zásobník kapkové závlahy byl v průběhu pokusu doplněn celkem 4x.

Dešťová voda, sbíraná v místě pokusu, byla do vzorků dávkována pomocí plastové lahve. Množství dešťové vody bylo dávkováno podle měsíčního průměrného množství srážek spadlých na území Zlínského kraje dostupného z dat Českého hydrometeorologického ústavu a dávka byla přepočtena na plochu půdy v květináči.

Množství vody, která byla využita pro umělé zavlažování, bylo dávkováno tak, aby se vlhkost půdy pohybovala mezi 50 % a 60% polní vodní kapacity, což odpovídalo 10-12% vlhkosti půdy u vzorků půdy z Hostětína. Vlhkost půdy při pokusu byla průběžně měřena a kontrolována.

Vzorky č. 5, 6, 8, 9, 11 a 12 byly zavlažovány pouze přečištěnou odpadní vodou z kořenové čistírny. Vzorky č. 2 a 3 byly zavlažovány přečištěnou odpadní vodou a dešťovou vodou. Vzorky č. 1 a 4 byly zavlažovány vodou ze studny a dešťovou vodou, vzorky č. 7 a 10 byly zavlažovány pouze studniční vodou.

Vzorek č. 13 byl vzorkem odebraným před zahájením zavlažování a byl považován jako kontrolní vzorek.

Vzorkem č. 14 byl vzorek půdy uměle upravený v laboratoři. K úpravě hydrofobity vzorku byla použita kyselina stearová, kterou například Leelamane a kol. (2008) využívá ve svém experimentu pro umělé zvýšení hydrofobity. 10 g kyseliny stearové se po dobu 2 měsíců rozpouštělo v 50 ml acetonu. Vzniklý roztok (stearát se nerozpustil kompletně, přebytek byl odstraněn) byl promíchán s 50 g půdy z lokality Hostětín (vstupní vzorek) a ponechán v digestoři po dobu 3 dnů. Tímto postupem vznikl uměle hydrofobizovaný vzorek půdy, který již nezapáchal po acetonu (ten se kompletně odpařil).

5.3 Postup měření

Měření hydrofobity půdy bylo prováděno ve školní laboratoři. K měření byla vybrána metoda „Water Drop Penetration Time“ (WDPT).

Měření bylo prováděno na všech vzorcích a to nejprve na neupravených vzorcích a poté na vzorcích upravených vysušením následujícím postupem:

- Přibližně 21 g vzorku bylo rozprostřeno do Petriho misky a uhlazeno nerezovou lžičkou. První sada vzorků byla přeměřena takto, bez jakékoliv úpravy, tedy tak jak byla odebrána z pokusných květináčů. V tabulce 2 jsou výsledky tohoto měření označeny jako WDPT 1.
- Poté byly Petriho misky se vzorky vloženy do elektrické sušárny a sušeny při teplotě 60°C po dobu 20 hodin. Postup měření byl poté zopakován. V tabulce 2 jsou tyto výsledky označeny WDPT 2.
- Pro třetí cyklus měření bylo naváženo 16 g od každého vysušeného vzorku půdy do nové Petriho misky a zemina byla zvlhčena pomocí 2,5 ml destilované vody. Výsledky měření této řady jsou v tabulce 2 označeny jako WDPT 3

Měření probíhalo následovně: na půdu bylo postupně pomocí dělené pipety aplikováno deset kapek destilované vody a u každé byl změřen čas vsáknutí pomocí stopek. Výsledky byly zaznamenány a následně vyhodnoceny.

Na vyhodnocení hydrofobity jsem využila klasifikaci podle Leelamanie a kol. (2008), který uvádí hydrofobní takovou půdu, do které se kapka vody vsákla po více než jedné vteřině. Podrobnou klasifikaci uvádím v tabulce 1.

Tabulka 1 Charakter půdy dle kategorií podle Leelamanie a kol. (2008)

WDPT (s)	charakter půdy
0-1	neodpuzující
1-60	mírně odpuzující
60-600	velmi odpuzující
600-3600	silně odpuzující
≥ 3600	extrémně odpuzují

6 Výsledky

Naměřené průměrné hodnoty a jejich směrodatné odchylky uvádím v Tabulce 2. Pro neupravené vzorky se jedná o hodnoty ve sloupci WDPT 1, pro vzorky vysušené se jedná o sloupec WDPT 2 a naměřené hodnoty pro vysušené vzorky s přidavkem 2,5 ml destilované vody jsou uvedeny ve sloupci WDPT 3. Nejvyšší hodnoty hydrofobity byly naměřeny u uměle připraveného vzorku půdy (vzorek č. 14). Výsledky ukazují, že mnou měřená půda nevykazovala známky hydrofobity dle kategorií uvedených v Tabulce 1 a zavlažování přečištěnou odpadní vodou nemělo vliv na nárůst hydrofobity u experimentu trvajícím 1 rok. Jako hydrofobní, podle klasifikace, kterou jsem vybrala k vyhodnocení, se ukázala pouze půda uměle hydrofobizovaná.

Tabulka 2 Naměřené hodnoty

Číslo vzorku	WDPT 1 (s)	WDPT 2 (s)	WDPT 3 (s)
1	0,27 ± 0,03	0,33 ± 0,05	0,27 ± 0,03
2	0,26 ± 0,03	0,27 ± 0,05	0,26 ± 0,02
3	0,29 ± 0,08	0,26 ± 0,03	0,27 ± 0,02
4	0,26 ± 0,05	0,30 ± 0,03	0,29 ± 0,03
5	0,32 ± 0,08	0,28 ± 0,02	0,28 ± 0,02
6	0,50 ± 0,13	0,42 ± 0,16	0,44 ± 0,13
7	0,59 ± 0,19	0,59 ± 0,24	0,55 ± 0,14
8	0,78 ± 0,24	0,26 ± 0,02	0,45 ± 0,13
9	0,29 ± 0,05	0,28 ± 0,04	0,27 ± 0,01
10	0,39 ± 0,13	0,33 ± 0,36	0,61 ± 0,16
11	0,80 ± 0,29	0,27 ± 0,03	0,60 ± 0,19
12	0,27 ± 0,05	0,30 ± 0,04	0,29 ± 0,06
13	0,61 ± 0,20	0,39 ± 0,11	0,33 ± 0,05
14	2700 ± 900	3960 ± 300	99,54 ± 76,11

7 Diskuze

Zavlažování přečištěnou odpadní vodou může mít vliv na půdní hydrofobitu, ovšem větším rizikem je zasolování půdy či kontaminace znečišťujícími látkami. Na vývoji hydrofobity půdy se podílejí různé faktory. Jedním z klíčových faktorů, které se na hydrofobitě podílí, je složení půdy. Dle výzkumu Doerra a kol. (2000), jsou nejvíce k hydrofobitě náchylné půdy, které jsou strukturované, například půdy písčité. Jílovité půdy nejsou dle různých autorů tolik náchylné k hydrofobitě, ale jsou více náchylné k znečištění. Mc Kissock a kol. (2002) uvádí, že přidáním jílu s následnou změnou struktury půdy se hydrofobita půdy dokonce zmenšila. Dle Leuthera a kol. (2018) má vliv na odpuzování vody v půdě struktura a vlhkost půdy. Ve svém výzkumu uvádí, že jakmile je půda vystavena nedostatku vody, mění se preferenční proudění a zvyšuje se riziko odtoku vody z povrchu.

Vliv zavlažování odpadní vodou na hydrofobitu půdy uvádí ve své práci Liu a kol. (2019) či Schacht a kol. (2014). Hydrofobita půdy se zvětšila ve svrchních vrstvách půdy, která byla zavlažována právě přečištěnou odpadní vodou. Jejich měření probíhala na písčitých půdách, což jak uvádím již dříve ve své práci, jsou půdy náchylnější k vývoji hydrofobity.

V mém měření se změny neprokázaly, což může být způsobeno například tím, že voda využitá k závlaze byla dobře přečištěna a neobsahovala částice, které hydrofobitu zvětšují, jak uvádí například Bisdom a kol. (1992). Částice jako jsou zbytky rostlin a živočichů jsou dle něj jednou z příčin zvýšení hydrofobity. Doerr a kol. (2000) uvádí jako jeden z důvodů zvýšení hydrofobity i organické sloučeniny, které se uvolňují při rozkladu rostlin. Dle Travise a kol. (2008) mohou ke zvýšení hydrofobity vést i tuky a oleje obsažené v odpadních vodách. Druhým možným důvodem je fakt, že v experimentu byla použita půda s nízkým obsahem písku, který je, jak bylo uvedeno výše, náchylnější k hydrofobitě.

Mahmoud a kol. (2010) uvádí, že po dlouhodobém zavlažování odpadní vodou, vznikající při výrobě olivového oleje, se hydrofobita půdy zvýšila. Diamantis a kol. (2013) naopak uvádí u této vody vliv na hydrofobitu opačný, tedy že hydrofobita po zavlažování touto vodou klesla. Hlavním rozdílem mezi těmito výzkumy bylo to, že u výzkumu Diamantise a kol. (2013) byla odpadní voda skladována v stabilizační nádrži a zkoumání nebylo dlouhodobé. Díky tomuto rozporu se dá uvažovat o tom, že vliv na hydrofobitu má dlouhodobost zavlažování či to jak je s vodou před využitím nakládáno. Je možné, že výsledek mého experimentu by mohl být ovlivněn v případě, že by byl zajištěn kontinuální přísun čerstvě přečištěné odpadní vody do kapkové závlahy.

Dle Paudela a kol. (2016) má zvýšení hydrofobity půdy vliv na růst rostlin v této půdě. Částice z odpadní vody snižují provzdušnění a zvyšují hydrofobitu a to má vliv na růst kořenů. Ačkoliv je dle různých autorů písčité půda více náchylná k poškození, po zavlažování odpadní vodou a snížení hydrofobity nedochází u této půdy k úbytku růstu kořenů, a naopak u jílovité půdy je růst kořenů snížen. Dle Leuthera a kol. (2019) došlo ke změně textury po zavlažování odpadní vodou u půdy, která neobsahovala jíl, a byla na začátku pokusu dobře strukturovaná a naopak u půdy s jílem se změna neprokázala.

Jak se dá vyčíst z mé práce, většina autorů píše ve svých výzkumech, že zavlažování odpadní vodou poškozuje půdní vlastnosti a složení půd. Odpadní voda přináší do půdy znečišťující látky a to organické, anorganické či mikrobiální, což vede ke změně půdních vlastností. Dle více autorů dochází při zavlažování odpadní vodou k salinizaci půdy a akumulaci anorganických látek. Mezi časté anorganické látky, akumulované v půdě díky zavlažování odpadní vodou patří sodík, chlor, kadmium, chrom, měď, nikl, olovo, mangan a zinek. Al-Hamaiedem a Bino (2010) či Rahav a kol. (2017) uvádí, že při prolévání půdy, která byla zavlažována odpadní vodou, dochází ke snížení koncentrace solí a organických látek, které se do této půdy dostaly právě zavlažováním přečištěnou odpadní vodou. Lze tedy říci, že zavlažování čistou vodou může vést k revitalizaci poškozené půdy. Mezi organické látky, které se akumulují v půdě a dále

i rostlinách rostoucích na půdách zavlažovaných odpadní vodou se řadí zbytky léčiv například ibuprofen či paracetamol a dále také například kofein a látky obsažené v pracích prostředcích. Urbaniak a kol. (2019), Chen Y. a kol. (2016) či Rabello a kol. (2019) uvádí ve svých pracích, že organické látky se dobře akumulují v rostlinách a jako účinnou metodu pro odstraňování organických látek z odpadní vody lze využít kořenovou čistírnu odpadních vod. Dá se tedy předpokládat, že vody z kořenových čistíren budou méně znečištěné organickými látkami a tím pádem budou mít menší riziko k využití.

Mé výsledky hydrofobity měřené metodou WDPT ukazují, že půda zalévaná vodou z kořenové čistírny odpadních vod, nezměnila svojí vlastnost, co se hydrofobity týče. Vsak vody do vzorků zalévaných přečištěnou odpadní vodou se pohyboval okolo 30 setin sekundy. Vyšší hodnoty vykazovala půda zalévaná pouze studniční vodou a to okolo 50 setin sekundy. Vyšší hodnotu WDPT vykazoval vzorek č. 7, který byl zavlažován pouze studniční vodou. Tento jev mohl být způsoben kvalitou studniční vody, avšak u vzorku č. 10, který byl také zaléván studniční vodou, se zvýšení hydrofobity nepotvrdilo. V tomto případě se jedná spíše o nehomogenitu odebraného vzorku než přímý vliv závlahy. Naměřená hodnota navíc stále spadá do kategorie neodpuzející podle Tabulky 1. Půda, která byla zavlažována kromě odpadní či studniční vody i vodou dešťovou, vykazovala menší hydrofobitu.

Rahav a kol. (2017) ve svém pokusu promýval hydrofobní půdu, která se stala hydrofobní po zavlažování odpadní vodou, vodou ze studny a tím zmenšil její hydrofobitu. Z tohoto zjištění se dá usuzovat, že zavlažování půdy čistou vodou může vést k nápravě hydrofobity, která byla způsobena odpadní vodou. Doerr a kol. (2000) uvádí ve své studii, že půdy, které jsou dlouhodobě zamokřovány, ztrácí svojí hydrofobitu. Molekula vody drží při sobě pomocí vodíkových můstků a má dipólový charakter, který pomáhá proti přitažlivosti nabitých částic.

U mého pokusu s půdou se hydrofobita po vysušení a přidání 2,5 ml vody vodoodpudivost také snížila avšak je to patrné (měřitelné) pouze u uměle hydrofobizovaného vzorku č. 14.

Nejvyšší hodnota hydrofobity byla naměřena u uměle hydrofobizované půdy (vzorek č. 14), dle použité stupnice vykazovala tato půda extrémní hydrofobitu. Navýšení hydrofobity pomocí kyseliny stearové využil i Leelamane a kol. (2008) a dosáhl podobných výsledků, tedy, že hydrofobizovaná půda se stala silně vodoodpudivou. Z toho lze vyvozovat, že kyselina stearová je vhodná k zvýšení hydrofobity půdy.

Vliv na vývoj hydrofobity má zajisté i doba, po kterou probíhalo zavlažování odpadní vodou. Většina studií, u kterých byla pozorována změna struktury půdy či její vodoodpudivost byla zavlažována přečištěnou odpadní vodou déle než dva roky. Liu a kol. (2019) ve své práci měřil hydrofobitu u půdy zavlažované odpadní vodou po dobu 4-6 let, což je velmi dlouhá doba na

hromadění látek v půdě, které mohou vést k hydrofobitě. Vzorky, které byly použity k mému měření, byly zavlažovány pouze jeden rok, což mohla být nedostatečně dlouhá doba k vývoji hydrofobity.

Měření pomocí metody WDPT hodně záviselo na mém vjemu a postřehu což mohlo vést k časové prodlevě mezi vsakem a zmáčknutím stopek. Tato časová prodleva není v této práci brána v potaz. Měření takzvané osobní chyby (časový úsek od okamžiku, kdy daný jev nastane k okamžiku zmáčknutí stopek) by mělo být běžnou součástí metody, pokud by se na jejím měření mělo podílet více osob. Ideální je, aby měření celé sady vzorků prováděla jedna osoba se stejnou osobní chybou.

Dle Doerra a kol. (2006) není metoda WDPT vhodná pro mírně hydrofobní vzorky, což mohu také potvrdit. Při rychlém vsakování většina stupnic WDPT, podle různých autorů, není dostačující na určení hydrofobity. Podle některých autorů je hydrofobní půda taková půda, do které se kapka vody vsákne již po jedné sekundě, podle jiných až půda do které se kapka vody vsákne po déle jak pěti sekundách. Dá se tedy říct, že jednotlivé výzkumy hydrofobity metodou WDPT jsou spíše neporovnatelné, jelikož není dána přesná stupnice, podle které se bude hydrofobita měřit a také se jedná o metodu, závislou na jednotlivých pozorovatelích.

ZÁVĚR

Z mé práce vyplývá, že zavlažování přečištěnou odpadní vodou může mít vliv na hydrofobitu půdy, což může mít vliv na plodiny pěstované na zavlažované půdě a je potřeba sledovat kvalitu použité vody na zavlažování, aby se nezměnily fyzikální či chemické vlastnosti půdy nebo nedošlo ke kontaminaci plodin.

Nicméně zvýšení půdní hydrofobity u vzorků půdy z obce Hostětín ve Zlínském kraji, které byly zavlažovány přečištěnou odpadní vodou z kořenové čistírny odpadních vod po dobu jednoho roku, nebylo metodou WDPT prokázáno. Vzorky po roce zavlažování nevykazovaly zvýšenou hydrofobitu. To, že tyto vzorky nevykazovaly zvýšenou hydrofobitu, může být způsobeno krátkou dobou pokusu, či tím, že mnou použitá metoda na měření hydrofobity není vhodná pro málo hydrofobní vzorky.

POUŽITÁ LITERATURA

ABDU, Nafiu, Aisha ABDULKADIR, John O. AGBENIN a Andreas BUERKERT. Vertical distribution of heavy metals in wastewater-irrigated vegetable garden soils of three West African cities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* [online]. 2011, 89(3), 387-397 [cit. 2020-04-14].

DOI: 10.1007/s10705-010-9403-3. ISSN 1385-1314. Dostupné z:

<http://link.springer.com/10.1007/s10705-010-9403-3>

AKPONIKPÈ, P.B. Irénikatché, Koffi WIMA, Hama YACOUBA a André MERMOUD. Reuse of domestic wastewater treated in macrophyte ponds to irrigate tomato and eggplant in semi-arid West-Africa: Benefits and risks. *Agricultural Water Management* [online].

2011, 98(5), 834-840 [cit. 2020-06-03]. DOI: 10.1016/j.agwat.2010.12.009. ISSN 03783774.

Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378377410003926>

AL-HAMAIIEDEH, H. a M. BINO. Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination* [online]. 2010, 256(1-3), 115-119 [cit. 2020-06-03].

DOI: 10.1016/j.desal.2010.02.004. ISSN 00119164. Dostupné z:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916410000664>

ALI, Zeshan, Ashiq MOHAMMAD, Yousaf RIAZ, Umar Masood QURAIISHI a Riffat Naseem MALIK. Treatment efficiency of a hybrid constructed wetland system for municipal wastewater and its suitability for crop irrigation. *International Journal of Phytoremediation* [online].

2018, 20(11), 1152-1161 [cit. 2020-05-24]. DOI: 10.1080/15226514.2018.1460311. ISSN

1522-6514. Dostupné z:

<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15226514.2018.1460311>

ARYA, S. S., S. DEVI, R. ANGRISH, I. SINGAL a Kanta RANI. Soil Reclamation Through Phytoextraction and Phytovolatilization. CHOUDHARY, Devendra K., Anil K. SHARMA, Prachi AGARWAL, Ajit VARMA a Narendra TUTEJA, ed. *Volatiles and Food Security* [online]. Singapore: Springer Singapore, 2017, 2017-08-30, s. 25-43 [cit. 2020-06-05].

DOI: 10.1007/978-981-10-5553-9_3. ISBN 978-981-10-5552-2. Dostupné z:

http://link.springer.com/10.1007/978-981-10-5553-9_3

ASSOULINE, S. a K. NARKIS. Effects of long-term irrigation with treated wastewater on the hydraulic properties of a clayey soil. *Water Resources Research* [online]. 2011, 47(8)

[cit. 2020-05-05]. DOI: 10.1029/2011WR010498. ISSN 00431397. Dostupné z:

<http://doi.wiley.com/10.1029/2011WR010498>

BEDBABIS, Saida, Béchir BEN ROUINA, Makki BOUKHRIS a Giuseppe FERRARA. Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. *Journal of Environmental Management* [online]. 2014, 133, 45-50 [cit. 2020-04-08]. DOI:

10.1016/j.jenvman.2013.11.007. ISSN 03014797. Dostupné z:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479713006919>

BINDZAR, Jan; JANDA, Václav; JENÍČEK, Pavel; RŮŽIČKOVÁ, Iveta; STRNADOVÁ, Nina. *Základy úpravy a čištění vod*. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 2009.

ISBN 978-80-7080-729-3

BISDOM, E.B.A., L.W. DEKKER a J.F.Th. SCHOUTE. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. *Geoderma* [online].

1993, 56(1-4), 105-118 [cit. 2020-05-26]. DOI: 10.1016/0016-7061(93)90103-R.

ISSN 00167061. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/001670619390103R>

CASTRO, E., P. MAÑAS a J. DE LAS HERAS. A comparison of the application of different waste products to a lettuce crop: Effects on plant and soil properties. *Scientia Horticulturae*

[online]. 2009, 123(2), 148-155 [cit. 2020-05-23]. DOI: 10.1016/j.scienta.2009.08.013.

ISSN 03044238. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030442380900418X>

CHEN, Aihui, Huixing LIANG, Tianming CHEN, Wenjun YANG a Cheng DING. Influence of long-term irrigation with treated papermaking wastewater on soil ecosystem of a full-scale managed reed wetland. *Journal of Soils and Sediments* [online]. 2016, 16(4), 1352-1359

[cit. 2020-06-05]. DOI: 10.1007/s11368-015-1161-z. ISSN 1439-0108. Dostupné z:

<http://link.springer.com/10.1007/s11368-015-1161-z>

CHEN, Yi, Jan VYMAZAL, Tereza BŘEZINOVÁ, Milan KOŽELUH, Lumír KULE, Jingang HUANG a Zhongbing CHEN. Occurrence, removal and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in rural wastewater treatment wetlands. *Science of The Total Environment* [online]. 2016, 566-567, 1660-1669 [cit. 2020-06-02]. DOI:

10.1016/j.scitotenv.2016.06.069. ISSN 00489697. Dostupné z:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969716312426>

DEMIR, Azize Dogan a Ustun SAHIN. Effects of different irrigation practices using treated wastewater on tomato yields, quality, water productivity, and soil and fruit mineral contents. *Environmental Science and Pollution Research* [online]. 2017, 24(32), 24856-24879

[cit. 2020-06-05]. DOI: 10.1007/s11356-017-0139-3. ISSN 0944-1344. Dostupné z:

<http://link.springer.com/10.1007/s11356-017-0139-3>

DE SANTIAGO-MARTÍN, Ana, Raffaella MEFFE, Gloria TEIJÓN, Virtudes MARTÍNEZ HERNÁNDEZ, Isabel LÓPEZ-HERAS, Covadonga ALONSO ALONSO, Marta ARENAS ROMASANTA a Irene DE BUSTAMANTE. Pharmaceuticals and trace metals in the surface water used for crop irrigation: Risk to health or natural attenuation? *Science of The Total Environment* [online]. 2020, **705** [cit. 2020-05-20]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135825. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969719358206>

DIAMANTIS, Vasileios, Lorvi PAGOROGON, Eleutheria GAZANI, Stefan H. DOERR, Fotios PLIAKAS a Coen J. RITSEMA. Use of olive mill wastewater (OMW) to decrease hydrophobicity in sandy soil. *Ecological Engineering* [online]. 2013, **58**, 393-398 [cit. 2020-06-03]. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.07.001. ISSN 09258574. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857413002425>

DOERR, S. H., R. A. SHAKESBY, L. W. DEKKER a C. J. RITSEMA. Occurrence, prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land-use types in a humid temperate climate. *European Journal of Soil Science* [online]. 2006, **57**(5), 741-754 [cit. 2020-05-26]. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2006.00818.x. ISSN 1351-0754. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2389.2006.00818.x>

DOERR, S.H., R.A. SHAKESBY a R.P.D. WALSH. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews* [online]. 2000, **51**(1-4), 33-65 [cit. 2020-05-27]. DOI: 10.1016/S0012-8252(00)00011-8. ISSN 00128252. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0012825200000118>

DOERR, Stefan H. On standardizing the 'Water Drop Penetration Time' and the 'Molarity of an Ethanol Droplet' techniques to classify soil hydrophobicity: A case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms* [online]. 1998, **23**(7), 663-668 [cit. 2020-04-01]. DOI: 10.1002/(SICI)1096-9837(199807)23:7663::AID-ESP9093.0.CO;2-6. ISSN 01979337. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1002/%28SICI%291096-9837%28199807%2923%3A7%3C663%3A%3AAID-ESP909%3E3.0.CO%3B2-6>

ENSINK, Jeroen H. J., Tariq MAHMOOD a Anders DALSGAARD. Wastewater-irrigated vegetables: market handling versus irrigation water quality. *Tropical Medicine & International Health* [online]. 2007, **12**, 2-7 [cit. 2020-04-27]. DOI: 10.1111/j.1365-3156.2007.01935.x. ISSN 13602276. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-3156.2007.01935.x>

FARHADKHANI, Marzieh, Mahnaz NIKAEEN, Mahdi HADI, Sahar GHOLIPOUR a Ghasem YADEGARFAR. Campylobacter risk for the consumers of wastewater-irrigated vegetables based on field experiments. *Chemosphere* [online]. 2020, **251** [cit. 2020-06-03]. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126408. ISSN 00456535. Dostupné z:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653520306019>

GARCIA-CUERVA, Laura, Emily Z. BERGLUND a Andrew R. BINDER. Public perceptions of water shortages, conservation behaviors, and support for water reuse in the U.S. *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 2016, **113**, 106-115 [cit. 2020-06-07]. DOI:

10.1016/j.resconrec.2016.06.006. ISSN 09213449. Dostupné z:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344916301434>

GUTIERREZ-GINES, Maria Jesus, Minakshi MISHRA, Cameron MCINTYRE, Henry Wai CHAU, Juergen ESPERSCHUETZ, Roger MCLENAGHEN, Mike P. BOURKE a Brett H. ROBINSON. Risks and benefits of pasture irrigation using treated municipal effluent: a lysimeter case study, Canterbury, New Zealand. *Environmental Science and Pollution Research* [online]. 2020, **27**(11), 11830-11841 [cit. 2020-06-04]. DOI:

10.1007/s11356-020-07759-8. ISSN 0944-1344. Dostupné z:

<http://link.springer.com/10.1007/s11356-020-07759-8>

HEDDE, Mickaël, Folkert VAN OORT a Isabelle LAMY. Functional traits of soil invertebrates as indicators for exposure to soil disturbance. *Environmental Pollution* [online]. 2012, 164, 59-65 [cit. 2020-04-06]. DOI: 10.1016/j.envpol.2012.01.017. ISSN 02697491. Dostupné z:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749112000346>

HARRINGTON, C M, M SCHOLZ, B LYNCH, P LAWLOR and N CULLETON, 2010. The use of Integrated Constructed Wetlands for the treatment of swine wastewaters. *Advances in Animal Biosciences* [online]. B.m.: Cambridge University Press, vol. 1, no. 1, pp. 283–283.

Retrieved z: doi:10.1017/S2040470010004267

KING, PM. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Soil Research* [online]. 1981, **19**(3) [cit. 2020-06-08]. DOI: 10.1071/SR9810275. ISSN 1838-675X. Dostupné z:

<http://www.publish.csiro.au/?paper=SR9810275>

LAMY, I., F. VAN OORT, C. DÈRE a D. BAIZE. Use of major- and trace-element correlations to assess metal migration in sandy Luvisols irrigated with wastewater. *European Journal of Soil Science* [online]. 2006, 57(5), 731-740 [cit. 2020-04-14].

DOI: 10.1111/j.1365-2389.2005.00765 x ISSN 1351-0754. Dostupné z:

<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2389.2005.00765.x>

LEELAMANIE, D. A. L., Jutaro KARUBE a Aya YOSHIDA. Characterizing water repellency indices: Contact angle and water drop penetration time of hydrophobized sand. *Soil Science and Plant Nutrition* [online]. 2008, 54(2), 179-187 [cit. 2020-04-01]. DOI:

10.1111/j.1747-0765.2007.00232.x. ISSN 0038-0768. Dostupné z:

<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1111/j.1747-0765.2007.00232.x>

LETEY, J, M.L.K CARRILLO a X.P PANG. Approaches to characterize the degree of water repellency. *Journal of Hydrology* [online]. 2000, **231-232**, 61-65 [cit. 2020-06-08]. DOI:

10.1016/S0022-1694(00)00183-9. ISSN 00221694. Dostupné z:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169400001839>

LEUTHER, Frederic, Steffen SCHLÜTER, Rony WALLACH a Hans-Jörg VOGEL. Structure and hydraulic properties in soils under long-term irrigation with treated wastewater. *Geoderma* [online]. 2019, **333**, 90-98 [cit. 2020-06-01]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.07.015.

ISSN 00167061. Dostupné z:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706118304221>

LEUTHER, Frederic, Ulrich WELLER, Rony WALLACH a Hans-Jörg VOGEL. Quantitative analysis of wetting front instabilities in soil caused by treated waste water irrigation. *Geoderma* [online]. 2018, **319**, 132-141 [cit. 2020-06-03]. DOI:

10.1016/j.geoderma.2018.01.004. ISSN 00167061. Dostupné z:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706117314982>

LI, Xiaobin a Yaohu KANG. Agricultural utilization and vegetation establishment on saline-sodic soils using a water-salt regulation method for scheduled drip irrigation. *Agricultural Water Management* [online]. 2020, **231** [cit. 2020-06-04]. DOI: 10.1016/j.agwat.2019.105995.

ISSN 03783774. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378377419317457>

LIANG, Xiao and Meine Pieter VAN DIJK, 2012. Cost Benefit Analysis of Centralized Wastewater Reuse Systems. *Journal of Benefit-Cost Analysis* [online]. B.m.: Cambridge University Press, vol. 3, no. 3, pp. 1-30. Retrieved z: doi:10.1515/2152-2812.1060

LIU, Zhipeng, Matan RAHAV a Rony WALLACH. Spatial variation of soil water repellency in a commercial orchard irrigated with treated wastewater. *Geoderma* [online]. 2019, 333, 214-224 [cit. 2020-04-03]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.07.021. ISSN 00167061. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706117321638>

MAHMOUD, Mustafa, Manon JANSSEN, Nasser HABOUB, Abdallah NASSOUR a Bernd LENNARTZ. The impact of olive mill wastewater application on flow and transport properties in soils. *Soil and Tillage Research* [online]. 2010, **107**(1), 36-41 [cit. 2020-06-03]. DOI: 10.1016/j.still.2010.01.002. ISSN 01671987. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198710000218>

MANASA, M.R.K., Naveen Reddy KATUKURI, Sree Sankar DARVEEKARAN NAIR, Yang HAOJIE, Zhiman YANG a Rong bo GUO. Role of biochar and organic substrates in enhancing the functional characteristics and microbial community in a saline soil. *Journal of Environmental Management* [online]. 2020, **269** [cit. 2020-06-04]. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110737. ISSN 03014797. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479720306691>

MARGOT, Jonas, Luca ROSSI, David A. BARRY a Christof HOLLIGER. A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* [online]. 2015, **2**(5), 457-487 [cit. 2020-06-02]. DOI: 10.1002/wat2.1090. ISSN 20491948. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1002/wat2.1090>

MC KISSOCK, I, R.J GILKES a E.L WALKER. The reduction of water repellency by added clay is influenced by clay and soil properties. *Applied Clay Science* [online]. 2002, **20**(4-5), 225-241 [cit. 2020-06-01]. DOI: 10.1016/S0169-1317(01)00074-6. ISSN 01691317. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169131701000746>

MOODY, David R. a Maxim J. SCHLOSSBERG. Soil Water Repellency Index Prediction Using the Molarity of Ethanol Droplet Test. *Vadose Zone Journal* [online]. 2010, 9(4), 1046-1051 [cit. 2020-04-07]. DOI: 10.2136/vzj2009.0119. ISSN 15391663. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.2136/vzj2009.0119>

MU'AZU, Nuhu Dalhat, Ismaila Rimi ABUBAKAR a Nawaf I. BLAISI. Public acceptability of treated wastewater reuse in Saudi Arabia: Implications for water management policy. *Science of The Total Environment* [online]. 2020, **721** [cit. 2020-06-07]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137659. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720311700>

NADAV, Itamar, Jorge TARCHITZKY, Anat LOWENGART-AYCICEGI a Yona CHEN. Soil surface water repellency induced by treated wastewater irrigation: physico-chemical characterization and quantification. *Irrigation Science* [online]. 2013, **31**(1), 49-58 [cit. 2020-06-04]. DOI: 10.1007/s00271-011-0291-3. ISSN 0342-7188. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s00271-011-0291-3>

PAUDEL, Indira, Shabtai COHEN, Avi SHAVIV, Asher BAR-TAL, Nirit BERNSTEIN, Bruria HEUER, Jhonathan EPHRATH a Daniel EPRON. Impact of treated wastewater on growth, respiration and hydraulic conductivity of citrus root systems in light and heavy soils. *Tree Physiology* [online]. 2016, **36**(6), 770-785 [cit. 2020-05-05]. DOI: 10.1093/treephys/tpw013. ISSN 0829-318X. Dostupné z: <https://academic.oup.com/treephys/article-lookup/doi/10.1093/treephys/tpw013>

PAVLŮ, Lenka. Základy pedologie a ochrany půdy. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2018. ISBN 978-80-213-2876-1.

RABELLO, Vinicius Malta, Lia Cardoso Rocha Saraiva TEIXEIRA, Ana Paula Vasconcelos GONÇALVES a André Luís DE SÁ SALOMÃO. The Efficiency of Constructed Wetlands and Algae Tanks for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs): a Systematic Review. *Water, Air, & Soil Pollution* [online]. 2019, **230**(10) [cit. 2020-06-02]. DOI: 10.1007/s11270-019-4304-9. ISSN 0049-6979. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s11270-019-4304-9>

RAHAV, Matan, Naaran BRINDT, Uri YERMIYAHU a Rony WALLACH. Induced heterogeneity of soil water content and chemical properties by treated wastewater irrigation and its reclamation by freshwater irrigation. *Water Resources Research* [online]. 2017, **53**(6), 4756-4774 [cit. 2020-05-04]. DOI: 10.1002/2016WR019860. ISSN 00431397. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1002/2016WR019860>

RUSIÑOL, Marta, Ayalkibet HUNDESA, Yexenia CÁRDENAS-YOUNGS, et al. Microbiological contamination of conventional and reclaimed irrigation water: Evaluation and management measures. *Science of The Total Environment* [online]. 2020, **710** [cit. 2020-05-20]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136298. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969719362941>

SEENIVASAN, R., V. PRASATH a R. MOHANRAJ. Sodic Soil Reclamation in a Semi-Arid Region Involving Organic Amendments and Vegetative Remediation by *Casuarina equisetifolia* and *Erianthus arundinaceus*. *Environmental Processes* [online]. 2016, **3**(2), 431-449 [cit. 2020-06-05]. DOI: 10.1007/s40710-016-0155-1. ISSN 2198-7491. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s40710-016-0155-1>

SEGURA, Daniela, Valentina CARRILLO, Francisco REMONSELLEZ, Marcelo ARAYA a Gladys VIDAL. Comparison of Public Perception in Desert and Rainy Regions of Chile Regarding the Reuse of Treated Sewage Water. *Water* [online]. 2018, **10**(3) [cit. 2020-06-07]. DOI: 10.3390/w10030334. ISSN 2073-4441. Dostupné z: <http://www.mdpi.com/2073-4441/10/3/334>

SHAKESBY, R.A., S.H. DOERR a R.P.D. WALSH. The erosional impact of soil hydrophobicity: current problems and future research directions. *Journal of Hydrology* [online]. 2000, 231-232, 178-191 [cit. 2020-04-01]. DOI: 10.1016/S0022-1694(00)00193-1. ISSN 00221694. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169400001931>

SCHACHT, Karsten, Yona CHEN, Jorge TARCHITZKY, Lubomir LICHNER a Bernd MARSCHNER. Impact of treated wastewater irrigation on water repellency of Mediterranean soils. *Irrigation Science* [online]. 2014, **32**(5), 369-378 [cit. 2020-06-05]. DOI: 10.1007/s00271-014-0435-3. ISSN 0342-7188. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s00271-014-0435-3>

SCHEIERLING, Susanne M., Carl R. BARTONE, D. Duncan MARA a Pay DRECHSEL. Towards an agenda for improving wastewater use in agriculture. *Water International* [online]. 2011, **36**(4), 420-440 [cit. 2020-06-01]. DOI: 10.1080/02508060.2011.594527. ISSN 0250-8060. Dostupné z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02508060.2011.594527>

SINGH, Anita a Madhoolika AGRAWAL. Effects of Waste Water Irrigation on Physical and Biochemical Characteristics of Soil and Metal Partitioning in *Beta vulgaris* L. *Agricultural Research* [online]. 2012, **1**(4), 379-391 [cit. 2020-06-05]. DOI: 10.1007/s40003-012-0044-4. ISSN 2249-720X. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s40003-012-0044-4>

SOU-DAKOURÉ, Mariam Y., André MERMOUD, Hamma YACOUBA a Pascal BOIVIN. Impacts of irrigation with industrial treated wastewater on soil properties. *Geoderma* [online]. 2013, 200-201, 31-39 [cit. 2020-04-03]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2013.02.008. ISSN 00167061. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706113000517>

ŠÁLEK, Jan; TLAPÁK Václav. Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Praha: Pro Českou komoru autorizovaných inženýrů a techniků činných ve výstavbě (ČKAIT) vydalo Informační centrum ČKAIT, 2006. Technická knižnice autorizovaného inženýra a technika. ISBN 80-86769-74-7

TRAVIS, Micheal J., Noam WEISBROD a Amit GROSS. Accumulation of oil and grease in soils irrigated with greywater and their potential role in soil water repellency. *Science of The Total Environment* [online]. 2008, **394**(1), 68-74 [cit. 2020-06-03]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.01.004. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969708000089>

TURNER, Ryan D.R., Michael St.J. WARNE, Les A. DAWES, Kristie THOMPSON a Geoffrey D. WILL. Greywater irrigation as a source of organic micro-pollutants to shallow groundwater and nearby surface water. *Science of The Total Environment* [online]. 2019, **669**, 570-578 [cit. 2020-06-03]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.073. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969719310514>

URBANIÁK, M., E. KIEDRZYŃSKA, A. WYRWICKA, M. ZIELŃSKI, E. MIERZEJEWSKA, M. KIEDRZYŃSKI, K. KANNAN a M. ZALEWSKI. An ecohydrological approach to the river contamination by PCDDs, PCDFs and dl-PCBs – concentrations, distribution and removal using phytoremediation techniques. *Scientific Reports* [online]. 2019, **9**(1) [cit. 2020-05-20]. DOI: 10.1038/s41598-019-55973-3. ISSN 2045-2322. Dostupné z: <http://www.nature.com/articles/s41598-019-55973-3>

USMAN, Adel Rabie A., Mohammad I. AL-WABEL, Yong S. OK, AL-HARBI Abdulaziz, WAHB-ALLAH Mahmoud, EL-NAGGAR Ahmed Hamdy, AHMAD Mahtab, AL-FARAJ Abdulelah, AL-OMRAN Abdulrasoul. Conocarpus Biochar Induces Changes in Soil Nutrient Availability and Tomato Growth Under Saline Irrigation. *Pedosphere* [online]. 2016, **26**(1), 27-38 [cit. 2020-06-04]. DOI: 10.1016/S1002-0160(15)60019-4. ISSN 10020160. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1002016015600194>

WATSON, C. L. a J. LETEY. Indices for Characterizing Soil-Water Repellency Based upon Contact Angle-Surface Tension Relationships. *Soil Science Society of America Journal* [online]. 1970, **34**(6), 841-844 [cit. 2020-06-08]. DOI: 10.2136/sssaj1970.03615995003400060011x. ISSN 03615995. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.2136/sssaj1970.03615995003400060011x>

WELDESILASSIE, ALEBEL B., ELINE BOELEE, PAY DRECHSEL and STEPHAN DABBERT, 2011. Wastewater use in crop production in peri-urban areas of Addis Ababa: impacts on health in farm households. *Environment and Development Economics* [online]. B.m.: Cambridge University Press, vol. 16, no. 1, pp. 25–49. Retrieved z: doi:10.1017/S1355770X1000029X

YADAV, R.K, B GOYAL, R.K SHARMA, S.K DUBEY a P.S MINHAS. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water—A case study. *Environment International* [online]. 2002, 28(6), 481-486 [cit. 2020-04-03]. DOI: 10.1016/S0160-4120(02)00070-3. ISSN 01604120. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0160412002000703>

YAO, H., ZHANg, S., XUE, X. et al. Influence of the sewage irrigation on the agricultural soil properties in Tongliao City, China. *Front. Environ. Sci. Eng.* 7, 273–280 (2013). <https://doi-org.ezproxy.is.cuni.cz/10.1007/s11783-013-0497-0>

YIN, H.-B., G. GU, X. NOU a J. PATEL. Comparative evaluation of irrigation waters on microbiological safety of spinach in field. *Journal of Applied Microbiology* [online]. 2019, **127**(6), 1889-1900 [cit. 2020-05-20]. DOI: 10.1111/jam.14436. ISSN 1364-5072. Dostupné z: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jam.14436>

ZAIBEL, Inbal, Dina ZILBERG, Ludmila GROISMAN a Shai ARNON. Impact of treated wastewater reuse and floods on water quality and fish health within a water reservoir in an arid climate. *Science of The Total Environment* [online]. 2016, **559**, 268-281 [cit. 2020-06-07]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.099. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896971630523X>

Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). In: Sbíрка zákonů. 25. 7. 2001