

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Úprava masokostní moučky pyrolýzou a její využití ve
výživě rostlin v ekologickém zemědělství**

Bakalářská práce

Autor práce: Alena Slováková

Program studia: Zemědělství a rozvoj venkova

Vedoucí práce: prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc., dr. h. c.

Konzultantka práce: Ing. Altyn Taisheva, CSc.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Úprava masokostní moučky pyrolýzou a její využití ve výživě rostlin v ekologickém zemědělství" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 21. 04. 2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. Ing. Pavlovi Tlustošovi, CSc., dr. h. c. za vedení bakalářské práce a rady týkající se jejího zpracování. Dále také Ing. Altyn Taishevě, CSc. za vedení experimentální části bakalářské práce a konzultace výsledků.

Úprava masokostní moučky pyrolýzou a její využití ve výživě rostlin v ekologickém zemědělství

Souhrn

Masokostní moučka se v současnosti řadí k účinným alternativním hnojivům, která by mohla nahradit konvenční minerální hnojiva, jelikož obsahuje velké množství živin, které jsou pro rostliny přístupné a lze ji získat jako vedlejší produkt z masného průmyslu. Pokud je tato surovina kontaminovaná, lze ji vyčistit procesem pyrolýzy při nastavení vhodných reakčních podmínek. Výsledný produkt – biochar je známý svými pozitivními vlastnostmi pro zemědělskou půdu, které by se daly vhodně využít v režimu ekologického zemědělství. Existují i další materiály, které by termickou úpravou mohly být prospěšné. Literární část bakalářské práce se zaměřila hlavně na obecné poznatky k režimu ekologického zemědělství týkající se hnojiv, které jsou v tomto způsobu hospodaření využívány, dále pak na pyrolýzu, možnosti jejího ovlivnění a široké množství odpadních surovin, které takto mohou být zpracovány. Dále na biochar z masokostní moučky a vlastnosti, kterými v ekologickém zemědělství může být nápomocný a v neposlední řadě i na kontaminanty, které jeho potenciální využití v ekologickém zemědělství brzdí. V experimentální části práce byl proveden nádobový pokus, kde bylo testováno hnojení půdy určené pro pěstování ječmene biocharem z masokostní moučky a porovnáno s nehnojenou kontrolní variantou a variantami hnojenými konvenčním hnojivem a hnojivem povoleným v ekologickém zemědělství. V experimentu bylo vyhodnoceno složení surové masokostní moučky a vyrobených biocharů, dále pak obsah kontaminantů, které brzdí využití v ekologickém zemědělství, dále růst ječmene, jeho výnos a odběr živin rostlinami.

Z výsledků práce je patrné, že nízkoteplotní biochar je stejně účinný jako trojitý superfosfát a vysokoteplotní biochar je účinný podobně, jako mletý fosfát. Nízkoteplotní biochar dopadl v pokusu lépe z hlediska využití a odběru živin ječmenem a také měl nižší obsah kontaminantů.

V diskusi byly porovnány výsledky přidavku určitých hnojiv do půdy pro dané varianty z nádobového pokusu a byl vysvětlen jejich vliv na výnos a odběr živin ječmenem. Zároveň byla také porovnána masokostní moučka a biochar z ní vyrobený s dalšími materiály, které mohou být pyrolýzovány, a to z hlediska obsahu živin i kontaminantů. Z experimentu vyplývá, že biochar z masokostní moučky je dobrou náhradou organických hnojiv, protože byl účinnější než testovaný superfosfát a mletý fosfát.

Klíčová slova: výživa rostlin, ekologické zemědělství, masokostní moučka, hnojiva, pyrolýza, biochar

The Processing of Bone Meal by Pyrolyses and its Use for Plant Nutrition in Organic Farming

Summary

Meat and bone meal is currently considered as one of the effective alternative fertilisers that could replace conventional mineral fertilisers, as it contains a large amount of nutrients that are available to plants and can be obtained as a by-product of the meat industry. If this raw material is contaminated, it can be purified by pyrolysis if appropriate reaction conditions are set. The resulting product, biochar, is known for its positive properties for agricultural soils, which could be suitably used in an organic farming regime. There are other materials that could be beneficial after thermal treatment. The literature part of the bachelor thesis focused mainly on the general knowledge of the organic farming regime concerning the fertilisers that are used in this farming method, then on pyrolysis, the possibilities of its influencing and the wide range of waste materials that can be treated in this way. Then on biochar from meat and bone meal and the properties that can be helpful in organic farming and last but not least on the contaminants that hinder its potential use in organic farming. In the experimental part of the bachelor thesis, a pot experiment was carried out to test the fertilisation of land intended for barley cultivation with biochar from meat and bone meal and compared with an unfertilised control group and groups fertilised with conventional fertiliser and fertiliser allowed in organic farming. The experiment evaluated the composition of the raw meat and bone meal and the produced biochar, as well as the content of contaminants that hinder the use in organic farming, barley growth, yield and nutrient uptake by the plants.

The results of the study show that low-temperature biochar is as effective as triple superphosphate and high-temperature biochar is effective similarly to rock phosphate. Low-temperature biochar performed better in the experiment in terms of nutrient utilization and uptake by barley and also had lower contaminant content.

In the discussion, the results of the addition of certain fertilisers to the soil for the given groups from the pot experiment were compared and their effect on yield and nutrient uptake of barley was explained. At the same time, meat and bone meal and biochar made from it were also compared with other materials that can be pyrolysed, both in terms of nutrient and contaminant content. The experiment showed that biochar made from meat and bone meal was a good substitute for organic fertilizers as it was more effective than the tested superphosphate and rock phosphate.

Keywords: plant nutrition, organic farming, bone meal, fertilisers, pyrolysis, biochar

Obsah

1	Úvod	8
2	Cíl práce.....	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Ekologické zemědělství	10
3.1.1	Charakteristika.....	10
3.1.2	Legislativa ekologického zemědělství.....	11
3.1.3	Půda a živiny	14
3.2	Pyrolýza	17
3.2.1	Druhy pyrolýzy.....	18
3.2.2	Parametry ovlivňující výtěžek produktů z pyrolýzy	19
3.2.3	Pyrolýzní reaktory	20
3.2.4	Budoucnost pyrolýzy.....	21
3.2.5	Pyrolýzní produkty	21
3.2.5.1	Vlastnosti biocharu	23
3.2.5.2	Vlastnosti a využití konkrétních surovin zpracovaných pyrolýzou ...	24
3.2.5.3	Výroba biocharu.....	26
3.2.5.4	Typy biocharu podle pyrolýzní teploty	27
3.2.5.5	Využití biocharu.....	27
3.3	Biochar z masokostní moučky (bonechar)	29
3.3.1	Vzhled a vlastnosti biocharu z masokostní moučky	29
3.3.2	Surovina pro výrobu - masokostní moučka.....	30
3.3.2.1	Využití masokostní moučky.....	31
3.3.3	Výroba biocharu z masokostní moučky	31
3.3.4	Využití biocharu z masokostní moučky	32
3.3.5	Kontaminanty obsažené v biocharu z masokostní moučky.....	33
4	Metodika	36
4.1	Materiál a metody	36
4.1.1	Odběr vzorků a pyrolýza	36
4.1.2	Příprava pokusu s hnojením ječmene v květináčích	38
4.1.3	Laboratorní (analytické) metody	40
4.1.4	Statistická analýza naměřených dat.....	41
5	Výsledky	42
5.1	Popis masokostní moučky a biocharu z masokostní moučky vyrobeného při různých teplotách 42	
5.1.1	Obsah živin (draslík, fosfor, dusík).....	42

5.1.2	Obsah kontaminantů.....	44
5.2	Modelový pokus s ječmenem	44
5.3	Celkový výnos biomasy	46
5.4	Celkový odběr živin (fosfor, dusík, draslík) a odběr živin rozdělený mezi zrno a stonek s listy ječmenem.....	47
6	Diskuze	50
6.1	Vlastnosti masokostní moučky a biocharu z masokostní moučky	50
6.2	Reakce rostlin ječmene na aplikaci biocharu z masokostní moučky.....	55
7	Závěr.....	58
8	Literatura.....	59
9	Seznamy.....	75
9.1	Seznam obrázků.....	75
9.2	Seznam grafů	75
9.3	Seznam tabulek	75
9.4	Seznam použitých zkratk a symbolů.....	76
9.5	Seznam samostatných příloh	76
10	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

V ekologickém zemědělství je v poslední době z důvodu omezování živočišné výroby produkující organická hnojiva a limitovanému využití minerálních hnojiv problematické dodávání živin do půdy. To způsobuje, že je lidstvo nuceno hledat nové zdroje, které by umožnily dodat do půdy organickou hmotu, která v zemědělství schází. Takových potenciálně užitečných materiálů existuje mnoho, často to jsou například odpadní suroviny z různých průmyslových odvětví, které mohou být takto následně recyklovány. To si vybírá svou daň na možnosti jejich využití, jelikož musí být před samotným použitím jakožto organického hnojiva (půdní pomocné látky) zbaveny kontaminantů, které mnohdy obsahují ve velké míře. Mezi metody, které umožňují znečištěný recyklovaný materiál organického původu vyčistit lze zařadit i pyrolýza. Ta na základě vhodné vstupní suroviny a podmínek reakce umí vytvořit unikátní materiál s širokými možnostmi pro využití. Tímto výstupem je biochar, který disponuje řadou pozitivních vlastností pro půdu z hlediska jeho pórovitosti, zlepšování přístupnosti živin, pH půdy a mikrobiální aktivity. Biochar by mohl mít široké využití právě v ekologickém zemědělství, jelikož může být zbaven většiny kontaminantů, což ho dělá bezpečným a je pak prospěšný pro půdu samotnou.

Biochar je v současnosti velkým tématem, jelikož ho lze připravit z celé řady organických materiálů, které jsou dobře dostupné a nemívají žádné další prospěšné využití. Jeho aplikace do půdy neumožňuje jen dodání živin do půdy, nýbrž i velice diskutovanou remediaci znečištěných ploch a snížení emisí skleníkových plynů. Pro jeho využití v zemědělství je důležité znát legislativní nařízení daného státu a způsobu hospodaření, jelikož ne každý vyrobený biochar je vhodný pro ekologické nebo konvenční zemědělství. Důvodů, které nám zamezí biochar využít je mnoho, může se jednat například o obsah zakonzentrovaných kontaminantů, který byl způsoben pyrolýzou nebo o původ mateřské suroviny, ze které je vyroben.

Tato bakalářská práce se zabývá hlavně ekologickým způsobem hospodaření na orné půdě, zpracováním živočišného materiálu pyrolýzou a možností využití vzniklého biocharu, který byl vyroben z kuřecí masokostní moučky v konvenčním i v ekologickém zemědělství a jeho vlivem na rostliny pěstované na dané půdě. Zároveň ale také v literární části pojednává o dalších odpadních materiálech vhodných pro zpracování pyrolýzou, jejich prospěšnosti pro rostliny a reakčních podmínkách, které je možné uzpůsobit podle požadovaného využití biocharu.

2 Cíl práce

V ekologickém zemědělství je významně limitováno používání většiny minerálních hnojiv, proto se intenzivně hledají možnosti, jak využít dalších bezpečných materiálů obsahujících živiny. Jednou z možných alternativ je využití termicky ošetřených masokostních mouček.

Cílem bakalářské práce je zpracovat literární rešerši zaměřenou na možnosti použití hnojiv v ekologickém zemědělství a pravidla umožňující využití upravených odpadních materiálů k jejich aplikaci. Cílem další části rešerše bude popsat proces pyrolýzy, úpravu masokostní moučky touto technologií a definovat možné využití pyrolyzovaného produktu v ekologickém zemědělství.

Cílem experimentální části bude uskutečnit a zhodnotit experiment zabývající se využitím pyrolyzovaného produktu z masokostní moučky na růst rostlin.

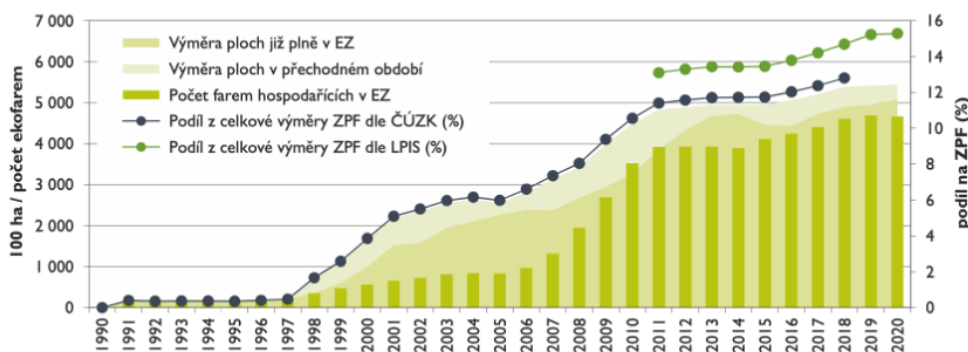
3 Literární rešerše

3.1 Ekologické zemědělství

3.1.1 Charakteristika

Rigby a Cáceres (2001) jsou toho názoru, že novodobá definice ekologického zemědělství byla formulována Lampkinem v roce 1994. Výstupem z tohoto režimu hospodaření je tvorba integrovaného produkčního systému, který upřednostňuje obnovitelné zdroje a je stabilní pro životní prostředí i ekonomii. Lidská výživa, ochrana proti škůdcům a chorobám a také návratnost k přírodním zdrojům by měla být zajištěna důsledným řízením ekologických, biologických procesů a interakcí zajišťujících dostatečné množství plodin a hospodářských zvířat. Ministerstvo zemědělství (MZe 2020a) říká, že konvenční zemědělské praktiky, jako je například využívání agrochemikálií, geneticky modifikovaných organismů a dalších, ireverzibilně poškozují zemědělskou půdu. Oproti tomuto má ekologické zemědělství, jehož počátek lze datovat na začátek 20. století, odlišný přístup, jelikož se snaží předcházet poškození prostředí pomocí využívání tradičních metod a moderních poznatků z vědy. Výsledkem této trvale udržitelné produkce jsou pak zdravé a kvalitní potraviny. Menclová (2022) tento typ hospodaření popisuje jako šetrný k životnímu prostředí, což znamená, že jsou zde prováděna opatření zamezující znehodnocení půdy, to může mít za důsledek obnovu stanovišť, která zvyšují biodiverzitu a stabilitu ekosystému společně s lepší environmentální estetikou.

Ministerstvo zemědělství (MZe 2020b) uvádí, že Evropa je v porovnání s celým světem na první příčce, co se týče množství vyprodukovaných biopotravin, to potvrzuje fakt, že jejich spotřeba za posledních deset let vzrostla dvojnásobně. Nejvyšší spotřebu biopotravin mají Německo, Francie, Itálie a Švýcarsko dohromady, kdy tvoří dokonce až 2/3 z celkového obratu trhu s biopotravinami. Co se týče podílu biopotravin na celkové spotřebě potravin na světě, tak se na prvním místě umístilo Dánsko (12,1 %), poté Švýcarsko, Rakousko a Švédsko. Díky dotacím vyplácených v rámci agro-environmentálních opatření a zájmu o české bio suroviny je Česká republika mezi zeměmi EU, které jsou vedoucí v ekologickém zemědělství (Dvorský & Urban 2014). I v Grafu 1 se můžeme přesvědčit, že počet farem v EZ a farem v přechodném období během let 1990-2020 stoupá. Konkrétně na konci roku 2020 to bylo 4665 farem dosahujících výměry 542 252 ha, což představuje 15,3% podíl na zemědělské půdě dle LPIS (Hrabalová 2020).



Graf 1: Vývoj celkové výměry a počtu farem v EZ a podílu na celkovém ZPF (1990-2020) (Hrabalová 2020)

Porovnání s konvenčním zemědělstvím

„Ekologické zemědělství přináší společnosti značné výhody, protože snižuje znečištění, šetří energii, živiny v půdě, je prospěšné pro ryby, volně žijící živočichy a zajišťuje zásobování potravinami pro budoucí generace.“ (Reddy 2010) Podle Muscănescu (2013) je další výhodou menší produkce skleníkových plynů (methanu a oxidů dusíku) a také využití menšího množství syntetických hnojiv v porovnání s běžným konvenčním hospodařením, kde jsou tato hnojiva získávána procesy spalování fosilních paliv. Naopak není výhodné, že dochází k vyššímu napadání plodin chorobami a škůdci a lidská práce bývá často náročnější v porovnání s běžným hospodařením, což následně zvyšuje náklady v tomto režimu.

„Značné rozdíly mezi konvenčními a ekologickými systémy se projevují v používání chemických hnojiv a insekticidů, které jsou hlavní příčinou znečištění půdy, vody a ovzduší, jakož i zhoršení kvality potravin.“ (Rasul & Thapa 2004). Dle Shennan et al. (2017) je v konvenčním systému zemědělství v současnosti problematický výskyt plevelů, které jsou tolerantní k herbicidům, což ale není případ ekologického zemědělství. Tam se totiž shledáváme s problematickými plevele kvůli absenci herbicidů. Dříve byla biologická rozmanitost zvyšována pouze ekologickým zemědělstvím, tomu už tak v současnosti být nemusí, jelikož lze i konvenční systém řídit s rozvojem biodiverzity. Agroekosystém EZ je zatěžován chorobami a škůdci, což má za následek, že ve většině případů je v ekologickém zemědělství dosaženo menších výnosů oproti konvenčním systémům. Naštěstí to lze ovlivňovat výběrem plodiny, lokalitou či způsobem hospodaření.

Sociální aspekty ovlivňující ekologické zemědělství

Hole et al. (2005) tvrdí, že stále častější debaty o tom, zda jsou konvenční zemědělské postupy udržitelné a jak ovlivňují biologickou rozmanitost, vedly k tomu, že stále více farem získalo certifikaci ekologického zemědělství nebo na něj postupem času přešlo. Tento růst lze také přičíst obavám z negativních faktorů, jako je znečištění vody, eroze půdy, špatná kvalita krajiny a rizika menší bezpečnosti potravin. Pozitivním faktorem je naopak dopad na zdraví celého agroekosystému. V EU se plocha ekologického zemědělství zvýšila z 0,7 milionu hektarů v roce 1993 na 3,3 milionu hektarů v roce 1999. Dle jedné studie se ekologičtí zemědělci s největší pravděpodobností soustředí hlavně na výnosy a zisk, a proto náklady na praktikování ekologického způsobu hospodaření nemají tak podstatný vliv na jejich postoj k tomuto systému, rovněž vliv nemá ani množství znalostí zemědělců, životní prostředí nebo pohlaví (Suresh Patidar 2015). Přechod konvenčních zemědělců k ekologickému systému je stále omezován kvůli nezájmu o informace týkající se tohoto systému, což je pravděpodobně způsobené tím, že zemědělci využívají jiné zdroje, které je dostatečně o ekologickém zemědělství nevzdělají (De Cock 2005).

3.1.2 Legislativa ekologického zemědělství

Podle (Urban & Šarapatka 2009) je ekologické zemědělství vymezeno zákonem, který definuje, že pouze zemědělci, jejichž produkce je certifikována jako ekologická, mají právo použít označení BIO či EKO na své zemědělské produkty. Po získání této certifikace mohou ekologičtí zemědělci rovněž požádat o státní dotace, které jsou pro ně určené.

Na webových stránkách Ministerstva zemědělství je uveden seznam platných legislativních ustanovení pro ekologické zemědělství. Řadí se mezi ně několik nařízení Evropského parlamentu a Rady, jako například nařízení č. 2018/848 z 30. května 2018, č. 2017/625 z 15. března 2017, a několik prováděcích nařízení Komise, například nařízení č. 2020/464 z 26. března 2020, č. 2021/279 z 22. února 2021, č. 2021/1165 z 15. července 2021, č. 2021/2307 z 21. října 2021 a č. 2021/2119 z 1. prosince 2021. Mezi dalšími platnými právními předpisy jsou nařízení Komise v přenesené pravomoci, konkrétně nařízení č. 2021/2306 ze dne 21. října 2021, č. 2020/2146 z 24. září 2020, 2021/771 z 21. ledna 2021 a č. 2021/2304 z 18. října 2021, stejně jako zákon č. 242/2000 Sb., o ekologickém zemědělství a vyhláška č. 16/2006 Sb. (MZe 2022a). EUR-Lex (2018) tvrdí, že podle ustanovení článku 6 v kapitole II nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2018/848 ze dne 30. května 2018 o ekologické produkci a označování ekologických produktů a také o zrušení nařízení Rady (ES) č. 834/2007 je klíčovou zásadou pro ekologickou produkci využití recyklovaných odpadů a vedlejších produktů rostlinného a živočišného původu jako surovin pro rostlinnou a živočišnou výrobu. Tohoto ustanovení využil legislativní orgán EU k nahrazení dřívějšího nařízení Rady č. 834/2007.

Kontrolní organizace

V České republice jsou podle (MZe 2022b) soukromé subjekty, které se věnují kontrolám hospodaření v režimu ekologického zemědělství a také udělují označení "bio". Nově byl zaveden i státní subjekt, který provádí kontroly podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 882/2004. Mezi zmíněné soukromé kontrolní subjekty patří: KEZ o.p.s., ABCERT AG, Biokont CZ, s.r.o. a BUREAU VERITAS CERTIFICATION CZ, s.r.o., zatímco Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský je státním kontrolním subjektem.

Certifikace produktů v ekologickém zemědělství a produkce biopotravin

Dle Ministerstva zemědělství (MZe 2022c) všichni, kteří se zabývají výrobou, skladováním, přípravou, distribucí ekologických produktů nebo produktů z přechodného období musí být registrováni na Ministerstvu zemědělství a následně jsou podrobeni kontrolnímu systému týkajícího se oblasti ekologického zemědělství. Ministerstvo zemědělství (MZe 2022d) také říká že, aby se zemědělec mohl registrovat v systému ekologického zemědělství, musí podepsat smlouvu s některou ze zmiňovaných kontrolních organizací pro EZ. Jím vybraná organizace poté zkontroluje jeho hospodaření a vystaví potvrzení, pokud splní nároky systému EZ. Zemědělec může podat žádost o registraci a přiložit osvědčení o zápisu do evidence zemědělského podnikatele. Nejdříve ovšem následuje tzv. přechodné období, které probíhá v době, než se jeho produkce může označovat jako ekologická.

Biopotravina je vyrobena pouze za podmínek uvedených v zákoně 242/2000 Sb. a přímo použitelných předpisech Evropské unie, splňující požadavky na jakost a zdravotní nezávadnost stanovené právními předpisy (Zákony pro lidi 2022). Podle Ministerstva zemědělství (MZe 2022e) v České republice dosahuje spotřeba biopotravin na celkovou spotřebu potravin 1 %. Biopotraviny neobsahují rezidua agrochemických látek, léčiv atd., dále také žádné suroviny z geneticky modifikovaných organismů a rovněž nesmí být ozařovány ionizujícím zářením. Dále každá biopotravina musí být zřetelně označena, kromě nápisu „bio“, „eko“ nebo „organic“ jsou zde další náležitosti, které musí být na etiketě označeny - evropské logo, kód kontrolní

organizace, informace o původu surovin, ze kterých je složena. Označení biozebrou musí být přítomné, pokud je potravinou vyprodukovaná na území České republiky. Registr ekologických podnikatelů pak eviduje tyto ekologické producenty či obchodníky. Tabulka 1 ukazuje, jak se počet výrobců biopotravin postupně zvyšoval od roku 2010 až do roku 2020, přičemž během těchto let většinou probíhá stagnace ukončení výroby (Hrabalová 2020).

Siedentopp et al. (2010) tvrdí, že při porovnání potravin vyprodukovaných v ekologickém a konvenčním zemědělství, můžeme pozorovat určité rozdíly v obsahu živin. Nicméně tyto rozdíly nejsou nikterak zásadní, takže je nelze považovat za důležité pro zdraví lidí. Pro průměrné evropské konzumenty je dle výzkumu totiž důležité, že biopotraviny obsahují méně potravinových aditiv, mají přírodní původ, kvůli nevyužívání pesticidů a nakonec významná i zdravá skladba diety (Hajšlová & Schulzová 2006). Podle Winter & Davis (2006) potraviny z ekologického zemědělství mají výhodu v tom, že obsahují menší množství zbytků pesticidů a dusičnanů oproti konvenčním potravinám. Nicméně obsahují více sekundárních metabolitů, jako jsou například polyfenolické sloučeniny, což může být diskutabilním faktorem. Popa et al. (2019) uvádí, že výhodou organické produkce je fakt, že rostliny vyrábějí fytochemikálie, které jim pomáhají předcházet různým druhům onemocnění. Kratší trvanlivost produktů může být také výhodou, záleží na úhlu pohledu, protože potraviny udržují své výživové hodnoty déle. Pro spotřebitele může být rovněž velmi podstatné, že v potravinovém řetězci existuje větší transparentnost a mohou mít jistotu, že spotřebovávají potraviny vyrobené šetrně k životnímu prostředí. Naneštěstí mohou biopotraviny obsahovat také sekundární metabolity v podobě škodlivých toxinů, které jsou nebezpečné lidskému zdraví (Winter & Davis 2006).

Tabulka 1: Vývoj počtu registrovaných výrobců biopotravin (2010-2020) (Hrabalová 2020)

Ukazatel	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Počet výrobců	404	422	448	471	506	542	607	674	750	825	865
Meziroční změna (%)	2,3	4,5	6,2	5,1	7,4	7,1	12,0	11,0	11,3	10,0	4,8
Počet (% podíl) skončených výrobců	56 (14,2)	55 (13,6)	43 (10,2)	40 (8,9)	37 (7,9)	40 (7,9)	32 (5,9)	42 (6,9)	30 (4,5)	58 (7,7)	59 (7,2)
Počet (% podíl) nových výrobců	65 (16,1)	73 (17,3)	69 (15,4)	63 (13,4)	72 (14,2)	76 (14,0)	97 (16,0)	109 (16,2)	105 (14,0)	133 (16,1)	99 (11,4)

Dotace uplatnitelné v režimu ekologického zemědělství

„Předmětem dotace je zemědělská půda obhospodařovaná v režimu přechodného období nebo ekologického zemědělství s druhem zemědělské kultury trvalý travní porost, standardní orná půda, travní porost na orné půdě, úhor na orné půdě, trvalá kultura, ovocný sad, vinice a chmelnice a jiná trvalá kultura – krajinnotvorný sad.“ (MZe 2022f). Dvorský a Urban (2014) uvádějí, že společná zemědělská politika EU se skládá ze dvou pilířů určených pro udělování dotací. První pilíř jsou přímé platby a vyplácí se zemědělcům, kteří splňují podmínky Cross-Compliance (C-C) a dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy (GAEC). Druhý pilíř dotací, který se nazývá program rozvoje venkova, je přidělován po splnění nadstandardních požadavků. Kromě toho, zemědělec může také získat jednotnou platbu na plochu (SAPS) a národní doplňkové platby TOP UP, které mají odlišné podmínky.

Ministerstvo zemědělství (MZe 2020b) udává, že od roku 2020 se změnila možnost podávání žádostí o dotace z programu rozvoje venkova (PRV), což vedlo k tomu, že nebylo možné podat žádost na pětiletý závazek. Byl totiž zaveden nový dotační program, který umožňoval pouze dvouletý závazek a mohly o něj zažádat jen ekologické farmy, které byly již dříve registrovány v závazku k 31. 12. 2019. Nicméně od roku 2021 byla tato povinnost zrušena a nové farmy mohou zažádat pouze o jednoletý závazek.

3.1.3 Půda a živiny

Degradace půdy a její možná řešení

V dnešní době se setkáváme s řadou problémů spojených s půdou, patří mezi ně například eroze, vyčerpání živin a znečištění, které mohou být způsobeny nadměrným utužením půdy (Batey 2009). Khalid et al. (2020) tvrdí, že pokud je z důvodu regulace škůdců a chorob u pěstovaných plodin využíváno přehnané množství pesticidů, může dojít při práci zemědělců k závažným zdravotním problémům. Ohrožena je i samotná zemědělská půda, které kvůli nadměrnému množství aplikovaných chemikálií hrozí kontaminace a ohrožené jsou i další ekosystémy.

Do zemědělské půdy jsou běžně aplikována převážně minerální hnojiva, která z důvodu neúplné absorpce rostlinami pěstovanými na dané půdě mohou způsobit znečištění povrchové i podzemní vody a v neposlední řadě také životního prostředí (Vakal et al. 2020). Stejného názoru týkajícího se neúplného vstřebávání živin rostlinami se dotýká i Ayoub (1999), který tvrdí, že při použití minerálních hnojiv v zemědělství často dochází k vyplavování a ztrátám dusíku i fosforečnanů, přičemž dusík navíc uniká do ovzduší procesem volatilizace. Tyto ztráty mohou mít negativní dopad na životní prostředí a mohou způsobovat i ekonomické ztráty, jelikož rostliny využijí pouze část těchto hnojiv.

„Aby se snížil negativní dopad chemických hnojiv na životní prostředí, je pro zemědělce dobrou volbou nahradit chemická hnojiva více organickými hnojivy.“ (Wang et al. 2018b) Jiná studie od Assefa & Tadesse (2019) se přiklání k názoru, že je v zemědělství nutné opět maximálně využívat organická hnojiva zlepšující strukturu půdy, kvůli tomu že minerální hnojiva mají pouze krátkodobý pozitivní efekt a z dlouhodobého hlediska mají více negativních vlastností. Negativní působení na půdu může například spočívat v toxicitě či poklesu úrodnosti.

Organická hnojiva

Chadwick et al. (2011) označuje produkty z živočišné výroby jako je například kejda, hnůj nebo drůbeží trus za organická hnojiva, která obsahují anorganický dusík, uhlík a vodu dostupné pro půdní mikroby. Tato hnojiva produkují skleníkové plyny, jako je oxid dusný a methan, ty se uvolňují jak během chovu hospodářských zvířat, tak i při aplikaci na půdu. Mezi organická hnojiva můžeme zařadit také například rostlinné zbytky a kal z čistíren odpadních vod (Assefa & Tadesse 2019).

Jongbloed & Lenis (1998) říkají, že dříve bylo organické hnojivo označované jako hnůj ceněnou surovinou, dnes je ale počet zvířat, které umožňují jeho produkci legislativně omezován, jakožto i využití samotného hnoje na zemědělskou půdu. Využití a produkce hnoje je proto s ohledem na životní prostředí v současnosti problematická, jelikož jsou stále větší obavy týkající se témat globálního oteplování, eutrofizace vod a hromadění živin v půdě.

Ve studii z roku 2010 bylo dokázáno, že pokud využijeme pro hnojení kombinaci chlévského hnoje, slámy a anorganických hnojiv, tak můžeme zvýšit výnosy zrna a dokonce narůstá mikrobiologická aktivita (Liu et al. 2010). Byla rovněž provedena studie, kde zkoumali efekt minerálních hnojiv a hnoje na mikrobiální komunitu v půdě, výstupem bylo zjištění, že při dlouhodobé aplikaci hnoje se zvyšuje mikrobiální biomasa, aktivita i diverzita (Zhong et al. 2010).

„Močůvka je zkvašená moč ustájených hospodářských zvířat zředěná vodou (napájecí, splachovací, ale i dešťovou a povrchovou). Její přímé použití ke hnojení je stále nedostatečné. Hlavní příčinou je nevyhovující skladovací kapacita jímek a v řadě případů i nezáměr o její účelné využití.“ (Richter et al. 2002). Hnojení pomocí močůvky je vhodné hlavně pro plodiny, které jsou náročné na dusík a draslík, jako je například potravinářská pšenice nebo kukuřice (Urban & Šarapatka 2009).

„Při krmení zvířat vzniká velké množství kejdy, která je směsí vylučovaných exkrementů, použité podestýlky a odpadní vody. Kejda obsahuje vysoké koncentrace dusíku a fosforu.“ (Tao et al. 2016). Dříve nebyla kejda příliš kvalitní, ale dnes máme možnost se hnojením vyrovnat i účinnosti hnoje, když ji použijeme spolu se slámou. Sláma pšenice obsahuje významné množství organického dusíku (De-shui et al. 2007). Kvůli rozsahu poměru C:N slámy společně s ní využíváme kombinaci s tekutým organickým hnojivem, jako je kejda nebo močůvka, která nám pomohou tento poměr upravit (Urban & Šarapatka 2009).

Dalším užitečným hnojivem v ekologickém zemědělství je kompost vyráběný z přírodních materiálů, ovšem původ těchto materiálů je různorodý, proto se občas nedopatřením stává, že obsahuje těžké kovy, toxické organické látky a inertní složky (Gomez 1998). „Kompostování je považováno za jeden z nejvhodnějších způsobů likvidace nepříjemných odpadů a zvyšování množství organické hmoty, který lze využít k obnově a ochraně životního prostředí.“ (Sánchez-Monedero et al. 2001).

Legislativa vztahující se k využití hnojiv v ekologickém zemědělství

EUR-Lex (2021) se zmiňuje o článku 2 prováděcího nařízení Komise (EU) 2021/1165 ze dne 15. července 2021 kterým se povolují některé produkty a látky pro použití v ekologické produkci a stanoví jejich seznamy. Říká nám o vyčleněných hnojivech, pomocných půdních látkách a živinách pro výživu rostlin, která jsou vypsána v příloze II tohoto nařízení. Jsou zde vyčleněny například produkty nebo vedlejší produkty živočišného původu, kam můžeme zařadit krevní moučku, moučku z paznehtů a kopyt, rohovou moučku, kostní moučku nebo deželatinovanou kostní moučku, rybí moučku, masovou moučku, péřovou moučku, moučku z chlupů, moučku z kůží (chiquette), vlnu, kožešinu, vlasy, chlupy, mléčné výrobky a hydrolyzované bílkoviny, které musí mít maximální koncentraci chromu (VI) v mg/kg sušiny nezjistitelnou a nesmí se používat na jedlé části plodin. Dále se v této příloze jako další varianta pro hnojení nachází i biochar, jako produkt pyrolýzy z široké škály organických materiálů rostlinného původu a používaný jako pomocná půdní látka. Biochar v současnosti musí pocházet pouze z rostlinných materiálů, zároveň do 15. července 2022 musí být jeho maximální hodnota PAU na kg sušiny 4 mg.

Dvorský & Urban (2014) uvádějí, že legislativa v ekologickém zemědělství je upravena článkem 12 NR č. 834/2007, článkem 3 a přílohou I NK č. 889/2008, kde jsou ve zmíněné příloze I vyjmenována povolená hnojiva a pomocné půdní látky. V případě, že některé látky

nejsou v této příloze zmíněny, pak není možné je použít. Jsou to hlavně přírodní produkty nebo vedlejší produkty při zpracování živočišných produktů. Zároveň není možné používat organická hnojiva konvenčního původu. Masokostní moučka může být v ekologickém zemědělství využita jako organické hnojivo od 1. února 2006, kdy byla povolena nařízením Komise (EU) č. 181/2006 (EUR-Lex 2006).

Mezi hnojiva, která jsou v EZ povolena patří i přírodní (měkký) fosforit, který byl využit v experimentální části této bakalářské práce. V příloze II nařízení Komise (EU) 2021/1165 je podle (EUR-Lex 2021) měkký fosforit produkt, který vznikne mletím měkkých přírodních fosfátů, má stanovenou hodnotu pro velikost částic a také minimální obsah živin 25 % hm. P₂O₅. Také má dle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1009 stanovený mezní obsah Cd 2 mg/kg sušiny pro pomocné půdní látky (EUR-Lex 2019).

Regulace plevelů v ekologickém zemědělství

Podle Lundkvist et al. (2008) je v ekologickém zemědělství nutné disponovat řadou znalostí z oblasti biologie a využívat je k přizpůsobování pěstovaných plodin nekontrolovatelným přírodním faktorům. Náleží sem například znalosti ohledně interakce pěstované plodiny s plevelely, střídání plodin, půdních podmínkách a dalších. Regulace plevelů je úspěšná, pokud farmář dodržuje vhodné střídání plodin, které na svých pozemcích pěstuje. Kombinování technik regulace plevelů se zdá být pro odplevelení velmi účinné, jelikož oproti tomu opakování stejných metod plečkování způsobuje výskyt většího množství rezistentních druhů plevelů (Bond & Grundy 2001). Regulace plevelů v rámci ekologického zemědělství je problematická a může odradit ostatní zemědělce k přechodu na tento systém. Je důležité, aby byly škodlivé účinky plevelů, které snižují kvalitu či výnosy plodin vykompenzovány aspekty, jako je například zvyšování biologické rozmanitosti (Turner et al. 2007). Podle Qadri et al. (2004) se kromě zmíněného střídání plodin řadí mezi metody regulace plevelů i mechanické obdělávání půdy, ruční pletí, využití krycích plodin, mulčování, využití plamenných pleček a mnohé další. Využitím těchto metod ekologičtí farmáři mění ekologii pole, čímž záměrně narušují přízeň životního prostředí pro plevele, škůdce či patogeny.

Byl proveden výzkum zaměřující se na regulaci plevelů v ekologickém zemědělství, který doporučuje dvouradličný pluh při režimu, kdy ekologický zemědělec půdu zpracovává do menší hloubky a méně intenzivně, ve výsledku je vyzdvihnuto střídání pěstovaných plodin s konkurenceschopnými plodinami (Gruber & Claupein 2009). Další možností, jak zamezit vzcházení plevelů, je příprava seťového lůžka ve tmě, meziřádkové kypření a využití kartáčových pleček, ovšem účinnost těchto jmenovaných procesů závisí na půdních podmínkách a pěstované plodině (Stockdale et al. 2001).

Nové možnosti v režimu ekologického zemědělství

Většina zemědělských podniků se v současnosti specializuje pouze na rostlinnou výrobu, přičemž mají nedostatek organických hnojiv, jako například hnoje (Bimová & Pokluda 2009). Stále jsou využívána tato tradiční organická hnojiva, ale hledají se nové zdroje, mezi které můžeme zařadit například biochar (Czekała et al. 2019). Byl prováděn výzkum Koron et al. (2018) s pěstováním bio jahod, kdy využili biochar vyrobený z rostlinného materiálu a biochar ze zvířecích kostí jako vhodné jako organické hnojivo. V závěru bylo zjištěno, že zastoupit minerální hnojiva může právě biochar ze zvířecích kostí, jelikož po jeho aplikaci byly

zaznamenány nejlepší výsledky výnosu plodů na rostlinu a počtu plodů na rostlinu. Biochar je možné vyrobit například z vedlejších produktů potravinářského průmyslu a zemědělské biomasy, takových podobných surovin je celá řada (Czekala et al. 2019). Na katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin jsme vyráběli biochar z masokostní moučky, který má potenciál nahradit tradičně používaná organická hnojiva, ale hlavně minerální hnojiva obsahující dusík a fosfor, která jsou pro růst rostlin i samotný výnos zemědělských plodin zásadní.

Möller (2015) tvrdí, že v masokostních moučkách se nacházejí různé organické látky, které mohou být degradovány na oxid uhličitý a vodu, pokud využijeme teplotu vyšší než 800 °C. Tyto moučky rovněž disponují vysokou výhřevností, proto k jejich zpracování lze využít procesy, kterými je například pyrolýza, zplyňování či spalování. Organické látky jsou sice vysokou teplotou zpracování degradovány, ale minerální látky nikoliv, proto vápník, hořčík či fosfor při tepelném zpracování zůstávají v popelu. Tyto minerální látky se nachází v sušině masokostní moučky běžně v zastoupení: 9,28 % N, 5,31 % P, 0,67 % K, 0,45 % S, 0,29 % Mg, 9,6 % Ca.

3.2 Pyrolýza

Basu (2018) pyrolýzu definuje jako proces poskytující tři základní produkty: plyny, pevný biochar a kapalný bio-olej. Kapalné produkty pyrolýzy poté slouží hlavně k produkci pohonných hmot nebo se využívají v chemickém průmyslu. Jako další vznikají tímto procesem nekondenzovatelné plyny, mezi které se řadí methan či oxid uhelnatý a posledním produktem je biochar, který je významný díky své schopnosti sequestrovat uhlík. Podle Fahmy et al. (2020) je pyrolýza již dlouho lidstvu známá, jelikož tvrdí, že ji využívali už staří Egypťané. Ti získávali dehet pro účely ochrany lodí před plísní. Basu (2018) tvrdí, že dřevěné uhlí získané pyrolýzou bylo významné už v době předindustriální k získávání železa z jeho rud. V pozdější době byl zase významný objev výroby petroleje do lamp Abrahamem Gesnerem okolo roku 1840, což umožnilo náhradu velrybího oleje, který byl v tenkrát využíván.

Dle Peer et al. (2019) během pyrolýzy probíhá přeměna paliva termochemicky bez použití oxidačního média. Organický materiál je vystaven teplotám nad hranicí termické stability (400-700 °C) a probíhají tři fáze procesu. Nejdříve sušení organického materiálu za teplot do 120 °C, poté se uskuteční suchá destilace při 120-500 °C, během které dojde k rozpadu postranních řetězců vysokomolekulárních organických látek a vzniku pevného uhlíku společně s plynnými a kapalnými organickými produkty. Tento proces končí vytvořením plynu z produktů suché destilace při teplotě 500-1200 °C. „Pyrolýza se skládá především ze dvou hlavních fází, které se nazývají primární a sekundární pyrolýza. Primární pyrolýza zahrnuje devolatilizaci (dehydrataci, dehydrogenaci a dekarboxylaci) hlavních složek, zatímco sekundární pyrolýza zahrnuje tepelné nebo katalytické krakování těžkých sloučenin nebo uhlíku na plyny, jako jsou CO, CO₂, CH₄ a H₂.“ (Motasemi & Afzal 2013).

Využití tohoto procesu může mít několik výhod, lze zvyšovat výtěžek určitého produktu úpravou pyrolýzních podmínek a také můžeme využít velkou řadu materiálů, čímž snížíme množství odpadu. Dále je tento proces výhodný z hlediska nákladů a životního prostředí, jelikož produkty obsahují málo škodlivých oxidů dusíku a síry a zároveň zabraňují zvyšování emisí skleníkových plynů (Tripathi et al. 2016). Ovšem Bridgwater et al. (2008) informuje, že široké

množství odpadních materiálů, které lze pro pyrolýzu využít je kontaminované a jejich pyrolýzou lze získat čisté kapalné palivo s mnohými možnostmi pro využití a také biochar, ve kterém se tyto kontaminanty zafixují.

Biomasa jako surovina pro pyrolýzu

SriBala et al. (2019) informuje, že biomasa i fosilní paliva mají podobné složení - velké množství uhlíku a vodíku, proto lze při správné přeměně biomasy na potřebné materiály potenciálně tato fosilní paliva nahradit. Dle Czernik a Bridgwater (2004) se biomasa skládá z celulózy, hemicelulózy a ligninu. Dále vysvětlují, že jsou dva hlavní faktory, které zvyšují zájem o paliva z biomasy, jedná se o šetrnost k životnímu prostředí v porovnatelnost s palivy z ropy díky nízkému obsahu síry a v neposlední řadě kvůli tomu, že jsou CO₂ neutrální. Finálním důvodem vyššího zájmu jsou přetrvávající obavy z nedostatku ropy.

Guedes et al. (2018) uvádí, že v rámci pyrolýzy můžeme jako mateřskou surovinu využít biomasu z různých zdrojů, která poté slouží jako alternativní zdroj energie. Samotnou biomasu lze popsat jako rostlinný materiál, který vznikl přeměnou oxidu uhličitého a vody na organickou hmotu pomocí fotosyntézy. Zdrojem biomasy je například tuhý komunální odpad, pěstované plodiny, dřevo, či zbytky z jeho zpracování. Biomasa v současnosti nabývá na důležitosti, jelikož z ní lze vyrobit paliva pro kotle a diesellové motory, proto je velmi pravděpodobné, že v budoucnosti bude toto palivo běžným zdrojem energie (Luo et al. 2004).

3.2.1 Druhy pyrolýzy

Pyrolýzu lze rozdělit na rychlou, střední a pomalou v závislosti na reakční teplotě a době setrvání par v reaktoru (Zhang et al. 2010). Pro tvorbu biocharu se často využívá pomalé a střední pyrolýzy s dobou trvání od několika minut do několika hodin či dokonce dnů (Ahmad et al. 2014).

Rychlá pyrolýza

Weber & Quicker (2018) uvádějí, že vstupní biomasa se během procesu rychlé pyrolýzy zahřívá krátkou dobu trvající několik sekund na požadovanou reakční teplotu a vzniká převážně kapalný bio-olej dosahující výtěžku 75 % ze sušiny původní suroviny. Vedlejším produktem této reakce jsou kondenzovatelné těkavé látky, které je nutné z důvodu možné polymerizace na uhel nebo rozpadu na lehké páry rychle zkalit. K tomu se Bridgwater et al. (2008) vyjadřuje tak, že tyto vedlejší reakce je ve prospěch výtěžku kapalného produktu nutné omezit vysokou rychlostí ohřevu, reakční teplotou okolo 500 °C a krátkou dobou přítomnosti par v reaktoru. Pokud požadujeme naopak vyšší produkci plynu je nutné využít teploty až 1000 °C a u výroby bio-oleje je vhodná maximální dosažená teplota do 650 °C. Zároveň rychlost ohřevu během pyrolýzy může dosahovat 1000 až 10 000 °C za sekundu (Basu 2018). Dle Bridgwater (1999) lze běžně využít rychlou pyrolýzu pro účely výroby potravinářských aromat, chemikálií a paliv jelikož dosahuje mnohem většího výtěžku než pomalá pyrolýza.

Pomalá pyrolýza

Dle Weber & Quicker (2018) je během pomalé pyrolýzy teplota závislá na požadovaných vlastnostech vstupních produktů, většinou se ale pohybuje okolo 500 °C.

S rostoucím obsahem uhlíku v mateřské surovině, například u dřeva s obsahem 95 %, se zvyšuje teplota reakce v tomto případě až na 1000 °C. Během zpracování zemědělských odpadů s nízkou teplotou tání popela je těchto podmínek obtížné dosáhnout. Pomalé pyrolýzy je možné využít, pokud jako primární produkt požadujeme biochar místo bio-oleje, jelikož zde páry setrvávají během reakce i o několik minut déle. Také ji lze rozdělit na dva základní typy – karbonizaci a torefakci (Basu 2018). Roy & Dias (2017) zjistili, že výtěžek hlavního produktu biocharu se během pomalé pyrolýzy snižuje s rostoucí teplotou, kvůli degradaci celulózy a hemicelulózy. Což znamená, že pro přípravu biocharu je vhodná teplota nižší s pomalejší rychlostí ohřevu. Fahmy et al. (2020) udává, že není možné biochar označovat jako nejdůležitější produkt pomalé pyrolýzy, jelikož je současný průmysl zaměřený na využití všech tří produktů včetně bio-oleje a plynů, a to hlavně pro energetické účely. Také se touto cestou získávají významné chemikálie jako je například aceton, metanol a kyselina octová.

Střední pyrolýza

Dle Kazawadi et al. (2021) je využití střední pyrolýzy v současnosti velmi důležité, a to jak z hlediska zpracování odpadů, tak i při úpravě bio-oleje z rychlé pyrolýzy. Rovněž roste poptávka po produktech střední pyrolýzy - biocharu a bio-oleji. Také podle Basu (2018) mírné zahřívání střední rychlostí na 600 °C a krátká doba reakce trvající několik minut zapříčiní vznik všech produktů (biocharu, bio-oleje i plynů). Všechny tyto produkty mají své využití, plyny při vytápění, biochar jako půdní doplněk a nakonec kapalný produkt například pro účely extrakce cenných chemikálií nebo jako náhradu topného oleje (Tinwala et al. 2015). Yang et al. (2014b) udává, že vznikající kapalný produkt pyrolýzy je složen ze dvou lehkooddělitelných fází – organické a vodní. Za podmínek rychlé pyrolýzy mohou být tyto dvě fáze jednoduše odděleny a snižuje se tak kvalita organické fáze, proto je výhodná střední pyrolýza, jelikož lze kvalitu zlepšit až na hodnotu srovnatelnou s komerčními oleji pomocí prodloužení doby setvání biocharu v reaktoru během pyrolýzy. „Výtěžek organické kapaliny při střední pyrolýze je 17-21 % a při rychlé pyrolýze 26-51 %.“ (Funke et al. 2017).

3.2.2 Parametry ovlivňující výtěžek produktů z pyrolýzy

Guedes et al. (2018) uvádí, že reakční teplota má vliv na rozklad vazeb biomasy a následné zpracování na kapalný produkt. Pokud teplotu zvýšíme na 450-550 °C většinou získáme nejvyšší výtěžek bio-oleje, ale ovlivňuje to samozřejmě složení vybrané vstupní biomasy. Reakční teplota neovlivňuje pouze kapalný produkt, ale také plyny, které se v závislosti na ní uvolňují různou rychlostí, ale také má vliv na složení a výtěžnost dalších produktů (Basu 2018). Jestliže reakční teplotu zvýšíme na příliš vysokou hodnotu, způsobíme sekundární krakování těkavých látek, čímž získáme vyšší výtěžek plynného produktu na úkor kapalného (Guedes et al. 2018). Dále bylo zjištěno, že při vyšších teplotách je produkován bio-olej, který obsahuje menší poměr H/C, jelikož probíhá krakování alifatických retězců, což vede k tvorbě aromatických sloučenin (Huang et al. 2014).

Rychlostí ohřevu biomasy lze rovněž ovlivnit výtěžek bio-oleje, například při zvyšování ze 100 °C/min na 300 °C/min byl pozorován nárůst výtěžku bio-oleje o 58 %, ale výtěžek narůstá pouze do určité míry (Onay et al. 2001). Což Basu (2018) vysvětluje tím, že pokud rychle

zahřejeme biomasu na 400-600 °C, způsobíme tím vznik více kondenzovatelných těkavých látek.

Další faktor ovlivňující výtěžek je doba setrvání par v reaktoru. Pokud je příliš dlouhá, tak způsobují páry sekundární kondenzační reakce a klesá tak výtěžek kapalného produktu (Bridgwater et al. 1999). S tímto názorem souzní i studie Guedes et al. (2018), která udává, že k čištění par z pyrolýzního reaktoru se běžně využívá inertní plyn dusík, jelikož při jejich delším setrvání probíhají vedlejší reakce (termické krakování, repolymerizace a rekondenzace zbytků biocharu), ty následně způsobí snížení výtěžku kapalného produktu. Guedes et al. (2018) také tvrdí, že sekundární reakce probíhají i když jsou částice využité pro pyrolýzu mikroskopické, způsobují totiž rychlý rozklad biomasy, nárůst plynného produktu a menší zastoupení kapalného produktu. To se dá považovat důvod, proč jsou vhodné hlavně malé částice, které umožní přiměřeně rychlý a rovnoměrný ohřev biomasy.

Pro pyrolýzu dřeva je vhodná krátká reakční teplota, jelikož je teplota vyšší než 400 °C. Tím je umožněno získávání minimálně 50% výtěžku kapalného produktu (Bridgwater et al. 1999). Delší doba trvání reakce prodlouží dobu setrvání par v reaktoru, díky tomu dojde ke snížení výtěžku kapalného produktu, opět kvůli vedlejším reakcím (Guedes et al. 2018). „Složení ligninu a anorganických sloučenin v biomase souvisí s kvalitou a stabilitou produktů pyrolýzy.“ (Yang et al. 2014a). Guedes et al. (2018) rovněž porovnává složení biomasy s ohledem na produkty a říká, že pokud obsahuje biomasa méně ligninu a více celulózy a hemicelulózy, získáme větší množství kapalného produktu. Naopak kvůli tomu, že je rozklad ligninu obtížný, získáme více biocharu, ale jen pokud je lignin ve velkém množství zastoupen v biomase.

Guedes et al. (2018) taktéž uvádí, že obsah výsledných produktů lze ovlivnit vyšší rychlost přidávání biomasy do reaktoru, což způsobí kratší dobu setrvání par v reaktoru, a proto vzniká méně biocharu a plynného produktu. Naopak pokud je rychlost přidávání biomasy do reaktoru nižší, tak jsou páry v reaktoru delší dobu, což umožní vyšší produkci biocharu díky repolymerizaci těkavých látek a také probíhá sekundární krakování organických par na plynný produkt. Podle Basu (2018) mohou výtěžek ovlivňovat i katalyzátory využívané při pyrolýze biomasy, což jsou převážně jílové materiály, které následně zvyšují výtěžek kapalného produktu.

3.2.3 Pyrolýzní reaktory

Basu (2018) označuje reaktor s pevným ložem jako nejstarší. Hlavním produktem je zde biochar, protože kapalný produkt z pyrolýzéry vytéká díky objemové expanzi vzniklého plynu. Peer & Friedel (2022) udávají dva principy tohoto reaktoru – autotermní, kdy je teplo pro ohřev přivedeno s palivem a alotermní využívající výměník tepla. Bamido (2018) zmiňuje 2 základní podmínky – pomalou rychlost ohřevu a dlouhou dobu setrvání produktu v reaktoru. Dále lze využít reaktor se stacionální fluidní vrstvou, která je dobře odlišitelná od prostoru (Peer & Friedel 2022). Basu (2018) tvrdí, že pro účely dosažení co nejvyššího výtěžku kapalného produktu, je doba setrvání tuhé látky v reaktoru delší než u plynů, proto neproběhne jejich sekundární krakování. Následně k fluidizaci slouží inertní plyn a kvůli regulaci teploty je biomasa přiváděna do reaktoru s inertní pevnou látkou. Běžné výtěžky při využití suchého dřeva dosahují 70-75 % kapalného produktu a optimální podmínky jsou 500-550 °C a doba

přítomnosti par v reaktoru je 0,5 sekund (Bamido 2018). V reaktoru s cirkulující fluidní vrstvou jsou částice unášeny do spodní části této vrstvy, kde hustota s výškou reaktoru klesá a zároveň nemá dobře ohraničenou hladinu (Peer & Friedel 2022). Podle Basu (2018) zde probíhá dobrá regulace teploty a míchání je rovnoměrné. K tomu je biomase také umožněn velký průtok, a proto je doba setrvání jejích částic v pyrolyzáru delší, než doba setrvání plynu.

Bamido (2018) uvádí, že u ultra-rychlého pyrolyzního reaktoru se zahřívá inertní plyn – dusík nebo tepelný nosič – písek, což umožňuje velmi rychlý ohřev biomasy. Kvůli minimalizaci vedlejších produktů se výstupy ihned chladí za účelem získání co největšího množství kapalného produktu. Dále vysvětluje, že princip ablačního pyrolyzáru spočívá v tom, že mezi částicí biomasy a stěnou reaktoru vytváříme tlak za účelem přenosu tepla, buďto pomocí odstředivé nebo mechanické síly. Nejvíce vzniká kapalného produktu (80 %) bez použití nosného plynu. Basu (2018) tvrdí, že získávání kapalného produktu je umožněno odpaření filmu biomasy na stěnách pyrolyzáru. Tento zmíněný kapalný film vznikl tavením suroviny o povrch reaktoru (Bridgwater et al. 1999).

Bamido (2018) říká, že v rotačním kuželovém pyrolyzáru je výtěžek kapalného produktu 60-70 % díky krátké době setrvání pevné i plynné fáze v reaktoru. Biomasa se dává na dno reaktoru, ohřívá se a odstředivá síla s ní pohybuje vertikálně uvnitř reaktoru. Rovněž udává, že například vakuový pyrolyzáru využívá absolutního tlaku, který způsobuje vysoký výtěžek kapalného produktu, jelikož je snížena reakční rychlost a jsou omezeny kondenzační reakce par. Jedná se o pomalý proces s nižší rychlostí zahřívání. Basu (2018) tvrdí, že vakuum způsobuje snížení bodu varu plynných produktů a zabraňuje vedlejším reakcím. Vzniká 35-40 % kapalného produktu ze suchého krmiva a daleko vyšší je výtěžek biocharu. Také říká, že v solárním pyrolyzáru je biomasa ohřívána koncentrovanou energií ze slunce na vyšší teplotu (400-650 °C) než je teplota reaktoru, kvůli pomalejšímu sekundárního rozkladu. Sluneční energie se pak ukládá v biomase v chemické formě a vznikají tak biopaliva, která by mohla vyřešit problematiku spojenou s jejím uchováváním.

3.2.4 Budoucnost pyrolýzy

Dle Fahmy et al. (2020) mezi trendy, kam pyrolýza v současnosti směřuje, můžeme zařadit mikrovlnnou pyrolýzu, solární pyrolýzu, plazmovou pyrolýzu, produkci vodíku pomocí pyrolýzy biomasy a ko-pyrolýzu. Zároveň sem také lze zařadit výrobu superkapacitních materiálů, kdy lze využít biomasu s vysokým obsahem křemíku, jako je například pšeničná sláma. Také je užitečná výroba kovových katalyzátorů, které se usadí na biocharu a zajistí tak odstranění kontaminantů z životního prostředí, toto umožňují například nanočástice železa žargonu.

Zuhara et al. (2022) informuje o známých účincích pyrolyzních produktů v rámci odstraňování znečišťujících látek během úpravy vody. Nejlépe si z tohoto hlediska vede biochar vyrobený společnou pyrolýzou širší řady odpadů, naopak využití biocharů vzniklých pyrolýzou jednotlivých odpadů se shledává s menší účinností.

3.2.5 Pyrolyzní produkty

Bio-olej – kapalný produkt

Mezi současné možnosti pro využití bio-oleje je možné zařadit výrobu elektřiny nebo paliva do motorů či turbín, ale nejpodstatnější je stále jeho využití jako zdroje chemických látek (Bridgwater et al. 1999). Czernik & Bridgwater (2004) tvrdí, že z depolymerizačních a fragmentačních reakcí mateřské biomasy získáváme bio-oleje, které jsou v porovnání s oleji vyrobenými z ropy výrazně chemicky odlišné. Většinou je tento produkt tmavě hnědý, volně tekoucí se zápachem kouře. Ve studii Bridgwater et al. (2008) bylo zjištěno, že bio-olej lze degradovat v případě jeho úniku do životního prostředí a pravděpodobně již není tolik nebezpečný. K tomuto tvrzení přispívá i fakt, že při jeho neutralizaci amoniakem, močovinou či zvířecím hnojem se z něho stává hnojivo s pomalu se uvolňujícím dusíkem, zároveň také omezuje problém ztrát dusíku při aplikaci hnoje. Velmi významné rovněž je, že toto palivo může být kompatibilní s ropnými palivy, což by v budoucnu mohlo pomoci s náhradou benzínu či nafty (Luo et al. 2004).

Plynný produkt

Podle Basu (2018) během pyrolýzy nejdříve získáváme kondenzovatelné plyny s těžší molekulovou hmotností, ze kterých se tvoří kapalný produkt a také nekondenzovatelné plyny s nižší molekulovou hmotností, které označujeme jako primární plyny. Získáváme také sekundární plyny, které rovněž nekondenzují a společně s primárními plyny pak společně tvoří výsledný plynný produkt. „Pyrolýzní plyn s odpovídající výhřevností lze použít jako plynné palivo pro ohřev pyrolýzního procesu.“ (Sakulkit et al. 2020). To je možné díky tomu, že disponuje vysokou výhřevností (Buah et al. 2007). Nekondenzovatelnými plyny, které vznikají v průběhu pyrolýzy se myslí H_2 , CO , CH_4 , C_2H_4 , C_2H_6 , CO_2 a mezi kondenzovatelné těkavé sloučeniny patří dehet, voda nebo vodorozpustné organické látky (Kwapinska et al. 2020).

Biochar – pevný produkt

Ve studii Hermans (2013) je vysvětleno, že biochar může být například živočišné uhlí. Po nadrcení na menší části může mít řadu poměrně významných využití, jako je například pomoc se zadržováním vody či živin v půdě, zvyšování intenzity růstu a produktivity rostlin. Dle Basu (2018) je majoritní část biocharu je tvořena uhlíkem 85 %, ale nesmíme opomenout také minoritní komponenty - kyslík, vodík případně i popel anorganického původu, který se nacházel v mateřské surovině podrobené pyrolýze. V porovnání s mateřskou biomasou a bio-olejem jako dalším produktem pyrolýzy je výhřevnost biocharu výrazně vyšší, konkrétně se jedná o 25-32 MJ/kg sušiny. Tripathi et al. (2016) uvádí, že obecně je pro biochar vyráběný pyrolýzním procesem běžný vysoký obsah energie, ale záleží na jeho úpravě, která může vést až ke srovnatelnosti s uhlím využívaným v průmyslu jako palivo. Výtěžek biocharu a kvalitu pyrolýzních produktů lze ovlivnit reakčními podmínkami během pyrolýzy. Zásadně výstup z pyrolýzy změní hodnoty určitých parametrů - teplota, tlak, reakční doba a velikost částic.

Sohi et al. (2010) tvrdí, že složení biocharu a vstupní suroviny jsou rozdílné. Uhlík v biocharu se totiž nachází hlavně v aromatické formě, což způsobuje obtížnou návratnost do atmosféry v podobě oxidu uhličitého i při příhodných biologických podmínkách, to je velký rozdíl oproti uhlíku, který se nacházel v mateřské surovině. Špatná návratnost uhlíku do atmosféry je způsobena vysokou stabilitou biocharu během organického rozkladu a zároveň

jeho vysoká stabilita také umožňuje využití, během kontroly uvolňování methanu a oxidu dusičitého z půdy (Rehman & Razzaq 2017).

3.2.5.1 Vlastnosti biocharu

Bylo dokázáno, že vlastnosti biocharu mohou ovlivnit jeho pozitivní či negativní účinky, pokud je aplikován do půdy (Aller 2016). Weber & Quicker (2018) oznamují, že výtěžek hmoty a energie umožněný výrobou biocharu se snižuje, když je zvýšena doba trvání karbonizace vstupní suroviny. Reaktivní obsah základních komponentů – uhlíku, kyslíku, dusíku a vodíku se také mění ve vzniklém biocharu. Dusík není významně ovlivněn, ale obsah kyslíku a vodíku klesá, a naopak uhlík má obsah narůstající. Studie Zhao et al. (2013) dokázala, že pokud využíváme biochar pro jeho určitou vlastnost, musíme brát v úvahu, jaká podmínka při výrobě řídí její vznik. Například teplota výroby ovlivňuje výtěžnost biocharu, pH a obsah těkavých látek. Naopak výběr vstupní suroviny ovlivní obsah uhlíku, kationtovou výměnnou kapacitu, koncentraci minerálních látek a obsah popela. Tomczyk et al. (2020) uvádí, že vlastnosti biocharu se liší, jelikož lze využít množství různých surovin pro jeho výrobu. Například při zvýšené teplotě jsou biochary vyrobené ze zvířecí podestýlky výrazně odlišné oproti těm ze dřeva či rostlinných zbytků. Mají totiž nižší povrchovou plochu, menší obsah uhlíku ale i těkavých látek a také vysokou kationtovou kapacitu. Naopak pro dodání živin nebo sorpci anorganických látek v půdě je vhodný biochar vyrobený z hnoje, kalů získávaných v čistírnách odpadních vod nebo zbytků plodin. Kdybychom ze znečištěné půdy potřebovali odstranit například rezidua antibiotik či pesticidů, zvolili bychom biochar vyrobený ze dřeva. Tato jeho výhodná funkce je zapříčiněna vyšší povrchovou plochou, která umožňuje navázání mnohých škodlivin. Zároveň má vyšší obsah uhlíku v popelovinách a lze ho také aplikovat za účelem ovlivnění pH půdy nebo vyšší sekvestrace uhlíku v půdě. Kwapinska et al. (2023) tvrdí, že biochar obsahuje méně N než původní surovina, ze které byl vyroben, ale to není negativní vlastnost, jelikož po jeho aplikaci může zabraňovat dalším ztrátám dusíku z půdy.

Biochar vždy nemusí být pro rostliny přínosný. V jedné studii bylo potvrzeno, že při nahrazování rašeliny aplikací biocharu ve vyšší koncentraci může docházet ke snížení obranyschopnosti rostlin a kořeny mohou být napadeny patogeny, proto je nutné stanovit bezpečné koncentrace, které lze jako alternativu rašeliny využívat (Frenkel et al. 2017). Jako další negativní účinek biocharu byl zaznamenán fakt, že může snižovat účinnost herbicidů a pesticidů, dále také bylo pozorováno dodávání kontaminujících látek do půdy po jeho aplikaci (Aller 2016). Podle Arbestain et al. (2014) se v rámci negativního působení může také stát, že živiny jsou rostlině dodávány nevyrovnaně, pravděpodobný je také negativní efekt na půdní biotu. A zároveň také biochar přidávaný do půdy může s sebou do agroekosystému zanechat těžké kovy, polyaromatické uhlovodíky a dioxiny. Také způsobuje znečištění životního prostředí prachem, erozi a vyluhování částic z biocharu.

U Wang et al. (2021) je popisováno, že v zemědělství jsou problematické ztráty fosforu a dusíku. V této studii byl prověřen vliv aplikace biocharu na tuto problematiku a zjistilo se, že biochar má potenciál tyto ztráty v agroekosystému rýže určitými mechanismy omezit. Dále umožňuje zvýšení úrodnosti půdy, produkce plodin a sekvestraci uhlíku (Aller 2016). Jako pozitivní Arbestain et al. (2014) také uvádí, že díky biocharu lze zaznamenat menší ztrátu živin, která je způsobena vyluhováním, rovněž umožňuje rostlinám vyšší přístupnost živin,

kteře jsou pro ně normálně nevstřebatelné, ovlivňuje strukturu půdy, také snižuje emise skleníkových plynů a může způsobovat remediace kontaminovaných ploch.

3.2.5.2 Vlastnosti a využití konkrétních surovin zpracovaných pyrolýzou

Podle Kwapinski et al. (2010) je v současnosti biochar vyráběn převážně z odpadních surovin z různých odvětví průmyslu, jako je například zemědělství či cukrovarnictví. Mezi konkrétní suroviny můžeme zařadit dřevní štěpku a pelety, kůru ze stromů, vedlejší produkty z pěstování zemědělských plodin (sláma, rýžové slupky), výpalky z cukrovaru, slepičí podestýlku, kaly z čistíren odpadních vod, ale existuje jich celá řada dalších. Hassan et al. (2020) tvrdí, že vhodných přírodních materiálů pro výrobu biocharu je mnoho, lze jmenovat například tvrdé nebo měkké dřevo. Takto získané biochary mají větší povrchovou vrstvu a nižší obsah minerálů, pokud bychom je porovnali třeba s biochary, které byly získány zpracováním hnoje či trávy. Ve studii Singh et al. (2020) figuroval biochar vyrobený z kalů získaných v čistírnách odpadních vod a v rámci studie je vyhodnocen jako komerčně výhodnější oproti dražšímu aktivnímu uhlí. Taktéž jeho možnosti pro využití v zemědělství jsou prospěšné, jelikož zvyšuje množství mikroorganismů v půdě, její regeneraci, obnovu kovů a melioraci.

Ippolito et al. (2016) tvrdí, že pokud aplikujeme biochar vyrobený z tvrdého dřeva společně s hnojem do vápenité půdy, můžeme zaznamenat řadu pozitivních účinků. Jeho využití je prospěšné pro suché oblasti, kde zlepšuje stav půdní vody. Také bylo zaznamenáno, že je aplikace výhodná na vápenitých půdách s nedostatkem zinku. Zároveň ale aplikace tohoto biocharu společně s hnojem snižuje změny v mikrobiální struktuře společenstva. Během výzkumu Shen et al. (2015) bylo zjištěno, že biochar ze dřeva listnatých stromů (tvrdého dřeva) ze Spojeného království má schopnosti umožňující adsorpci olova z vodných roztoků. Tuto vlastnost ovlivňují faktory, jako je velikost částic biocharu, dávkování a pH roztoku. Takové zjištění dává prostor pro výrobu biocharu ve větším množství za účelem remediace znečištěných území. Při využití biocharu z javoru cukrového (tvrdého dřeva) za účelem úpravy zemědělských půd není vhodné použití více než 2% hmotnostní koncentrace tohoto biocharu, jelikož by mohl potlačit výnosy zemědělských plodin (Cole et al. 2019). Oproti tomu biochar vyrobený z měkkého dřeva umožňuje vyplavování dusičnanů z alkalických písčitých půd, jelikož je jeho povrch záporně nabitý, což způsobí, že neprobíhá v podstatné míře adsorpce těchto dusičnanů (Heaney et al. 2018). Byl vytvořen i vysokoteplotně zpracovaný biochar z borovice s měkkým dřevem, který se ve vodném roztoku choval jako neutrální, to je zásadní rozdíl oproti obdobně teplotně zpracovanému biocharu z tvrdého dřeva jarrah, který byl ve vodném roztoku silně alkalický (Jiang et al. 2017).

Ve studii Uzoma et al. (2011) se zajímali o vlastnosti půdy po přidavku biocharu z kravského hnoje v suchých oblastech. Zjistili, že nejlepších výnosů zrna kukuřice se dostalo při dávce 15 t/ha tohoto biocharu a při zvýšení této dávky nastal pokles, který byl způsoben nižší relativní koncentrací fosforu a nízkou dostupností dusíku. Je to umožněno tím, že biochar z kravského hnoje působí pozitivně na výnosy kukuřice, příjem N, P, K, Ca a Mg, efektivitu využívání vody a fyzikálně-chemické vlastnosti půdy. Biochar z drůbežího trusu byl zkoumán ve studii Batoool et al. (2017), kde se zabývali vodou kontaminovanou měďnatými kationty. Výskyt skupin obsahujících kyslík v této surovině zajistil tvorbu stabilních komplexů s mědí,

kteře byly využity pro stanovení adsorpční kapacity biocharu. Tento způsob odstraňování měďnatých kationtů byl nakonec vyhodnocen jako účinný.

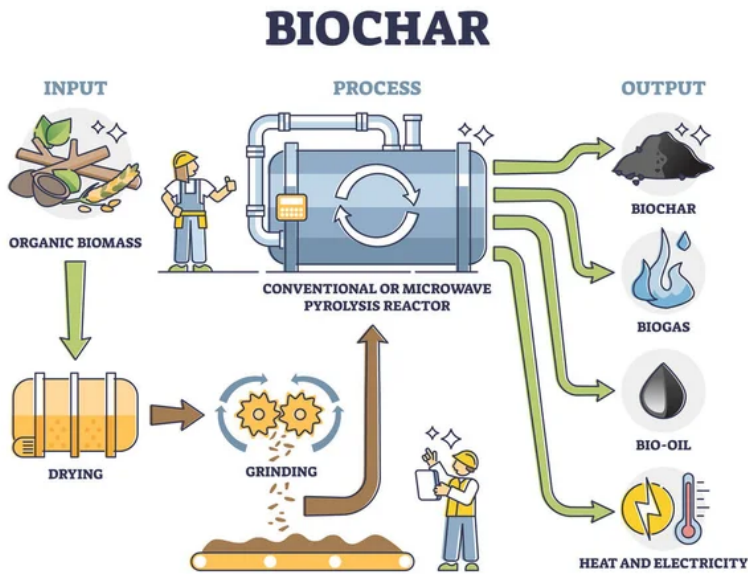
Rafiq et al. (2016) uvádí, že významným faktorem pyrolýzy stonků kukuřice je, že toto zpracování zajistí snížení emisí uhlíku, produkci bioenergie a využití produktu ve formě půdního doplňku. Ovšem porovnání dalších studií zabývajících se využitím biocharu vyrobeného ze stonků kukuřice je problematické, jelikož nejsou standardizované metody pro přípravu vzorků a analýzy. Při odběru vzorku stonků kukuřice získáme totiž i nečistoty z pole, které zvyšují následný obsah popela, blokují póry, ovlivňují pH a výtěžnost biocharu. Dále lze vyrobit biochar z travních drnů prosa prutnatého jako ve výzkumu Peterson et al. (2012), z hlediska zachycování malých částic je tento biochar účinnější než zmiňovaný biochar ze stonků kukuřice, jelikož má více mikropórů. Tyto travní drny jsou společně s kukuřičnými stonky obnovitelnými surovinami a fakt, že díky jejich sorpčním schopnostem při výrobě biocharu z nich umožňuje schopnosti, jako je například odstraňování toxinů z vody, potravin nebo při výrobě léčiv jim v současnosti přidává na váze.

Rovněž jsou experimenty s biocharem z rýžových slupek, který je podle Karam et al. (2022) vhodný z hlediska udržitelnosti zemědělství, a to hlavně díky jeho schopnosti sekvestrovat uhlík. Zároveň je také dobrý z pro zlepšování úrodnosti půdy, odolnosti proti škůdcům a také může zvýšit příjem živin rostlinami. Lze ho rovněž využít jako Si hnojivo, které obsahuje hlavně oxid křemičitý umožňující lepší retenci živin, turgiditu a strukturu půdy pro rostliny. „Aplikace biocharu z rýžových slupek měla pozitivní vliv na půdní vlastnosti, agregaci a retenci dusičnanů v půdě. Zejména 3% aplikace biocharu zlepšila ukazatele agregací stability půdy a retenci dusičnanů v jílovité půdě.“ (Ghorbani et al. 2019).

„Výlisky z cukrové třtiny jsou vedlejším produktem, který ve velkém množství vzniká v cukrovarnickém a lihovarnickém průmyslu. Přestože se v současné době zbytky bagasy spalují pro výrobu bioelektriny nebo se plánuje jejich přeměna na bioplasty, stále se podporují inovace pro správné využití cukrovarnické bagasy.“ (Ding et al. 2014). V rámci studie Inyang et al. (2010) byl porovnán biochar z bagasy, který prošel anaerobním rozkladem oproti nerozloženému biocharu z bagasy. Výsledkem studie bylo, že pokud biochar prošel rozkladem, tak získal vlastnosti, které umožňují jeho využití ke zlepšení kvality půdy, omezování průniku kontaminantů a také může být použit jako adsorbent k jejich odstranění z odpadních vod.

Qin et al. (2020) uvádí, že byla zjištěna u biocharu ze skořápek piniových ořechů dobrá schopnost absorpce olovnatých kationtů. Pokud byla zvýšena teplota provedení pyrolýzy, tak současně byla zlepšena i teplotní výhřevnost biocharu a se zvýšením tlaku se zvyšovala například jeho výtěžnost. Většina fyzikálně-chemických vlastností biocharu připraveného z mandlí a skořápek ořechů závisí na teplotě provedení pyrolýzy a na složení vstupního materiálu, tyto dva parametry ale neovlivňují výtěžek biocharu z pyrolýzy (Rodriguez Ortiz et al. 2020). Skořápky pistácií jsou také snadno dostupným vedlejším produktem, mohou být užitečné k výrobě biopaliva určeného pro syntézu biocharu a také aktivního uhlí (Işitan et al. 2016).

3.2.5.3 Výroba biocharu



Obrázek 1: Výroba biocharu z organického vstupního materiálu (Vectormine 2023)

Alkurdi et al. (2019) objasňuje, že výroba biocharu probíhá teplotní úpravou suroviny v uzavřeném systému s omezeným nebo žádným přístupem kyslíku. Podle původní suroviny, kterou mohou být například různé odpadní materiály jako třeba dřevo, listí, hnůj či kaly z komunálních odpadů se ve vytvořeném nestejnorodém uhlíkovém materiálu nachází různé funkční skupiny. Ronsse et al. (2013) tvrdí, že rozdílné suroviny jako je dřevo, energetické plodiny, odpad ze zemědělství, čistírenské kaly, anaerobní digestát či komunální odpad ovlivňují jeho výsledné fyzikálně-chemické vlastnosti. Schopnost sekvestrace uhlíku a funkce jakožto půdního doplňku je ovlivněna také způsobem výroby – pomalá a rychlá pyrolýza nebo zplyňování.

Tripathi et al. (2016) udává, že výtěžek biocharu nejvíce ovlivňují 3 faktory - teplota, doba trvání pyrolýzy a složení biomasy. U složení biomasy je pro nejvyšší možný výtěžek ideální vysoký obsah ligninu a nižší vlhkost biomasy, ovšem hlavní faktor, který ovlivní výtěžek a kvalitu, je teplota. Ideální je nižší teplota v rozmezí 450-600 °C, ale tato hranice je ovlivnitelná využitou biomasou. Dalšími faktory pro správnou tvorbu biomasy jsou delší doba trvání a nízká rychlost zahřívání. Zároveň je zde ale mnoho dalších procesů, které tvorbu mohou ovlivnit, jako je například změna tlaku reaktoru nebo velikosti částic biomasy.

Dle Basu (2018) relativní výtěžek pevného, kapalného a plynného produktu můžeme během pyrolýzy ovlivnit, když změníme konečnou teplotu či rychlost, jakou materiál ohříváme. Pomalé zahřívání na konečnou teplotu a delší doba trvání způsobí, že nejvyšším výtěžkem disponuje biochar. Naopak pokud pyrolýzu provádíme tak, že biomasu zahříváme vysokou rychlostí, tak nám vznikají i těkavé látky jakožto plynný produkt a reaktivní biochar, který je pevný produkt. Konvenční proces výroby biocharu je znázorněn na Obrázku 1, kde jsou naznačeny 3 hlavní produkty, které získáme – biochar, plynný produkt a bio-olej. Současně je zde také vyznačena biomasa, která se musí před samotnou pyrolýzou vysušit a nadržít na menší části (Vectormine 2023).

3.2.5.4 Typy biocharu podle pyrolýzní teploty

Vysokoteplotní biochar

Pohořelý et al. (2020) informuje, že jsou vlastnosti vysokoteplotního biocharu ovlivněné tím, že je zpracován z mateřské suroviny podrobené pyrolýzní teplotě nad hodnotami 600 °C. Taktéž co se týče jeho vlastností a využití, tak se v půdě pomalu rozpadá, má velký specifický povrch s otevřenými póry a méně funkčními skupinami, vyšší pH a je méně hydrofobní. Zároveň vysokoteplotní biochary mají sice vyšší sorpční kapacitu oproti nižší teplotě zpracování, ale za to mohou ztrácet schopnost vázat kovy (Azeem et al. 2021). Také jsou vysokoteplotní biochary vhodné pro sekvestraci uhlíku v půdě (Ippolito et al. 2012).

Středně-teplotní biochar

Také Pohořelý et al. (2020) říká, že středně-teplotní biochar je kompromisem mezi ostatními typy, ale nenabízí žádné zásadní výhody ve výrobním procesu či vlastnostech.

Nízkoteplotní biochar

Podle Pohořelý et al. (2020) jsou u tohoto biocharu charakteristické odlišné vlastnosti při porovnání s vysokoteplotním biocharem. Není v tomto případě totiž tak stabilní, má nižší povrch a také má vysokou kationtovou výměnnou kapacitu, nižší pH, a nakonec vysoký výtěžek. Vyšší podíl alifatických funkčních skupin zajišťuje jeho hydrofobnost. Výroba je prováděna při teplotách dosahujících 400 °C, což neumožňuje transformaci dehtů v pórech, to způsobí vyšší růst mikroorganismů při případné aplikaci do půdy. Zároveň má horší sorpční kapacitu než biochary, které jsou vyrobené za vyšších teplot, ale lépe snižuje biologickou dostupnost kovů (Azeem et al. 2021). Nízkoteplotní biochary jsou převážně vhodné jako hnojiva pro zvyšování půdní úrodnosti (Ippolito et al. 2012).

3.2.5.5 Využití biocharu

Al-Wabel et al. (2018) uvádí, že biochar není univerzálním řešením pro všechny typy půd, protože jeho vlastnosti se liší v závislosti na podmínkách pyrolýzy a použité surovině. Proto je při výběru biocharu třeba brát v úvahu typ půdy, to znamená, že pro zásaditou půdu je vhodnější biochar vyrobený za nižší teploty. Naopak pro půdy s nedostatkem živin by měl být zvolen biochar vyrobený z hnoje. Biochar vyrobený za vysokých teplot ze surovin bohatých na lignin může přispět k sekvestraci uhlíku v půdě. Rovněž byl zjištěn zvýšený růst a výnosy plodin, při využití vhodného biocharu i hnojiva (chemického či organického) zároveň. V rámci jiného pokusu byl největší přínos biocharu zaznamenán u půdy, která je degradovaná nebo neobsahuje dostatek potřebných živin (El-Naggar et al. 2019). Podle Woolf et al. (2010) má biochar velký potenciál pro zlepšení zemědělské produktivity, jelikož pomáhá snižovat ztráty živin způsobené odtokem. Další výhodnou schopností je zadržování vody v půdě. Také dle Sohi et al. (2010) rovněž může biochar vázat amoniak a půdní roztoky do svých jemných pórů, což podporuje mineralizaci dusíku, což je vlastnost biocharu, která by mohla být prospěšná k imobilizaci dusíku běžně nedostupného pro rostliny. V názoru se shoduje i Ding et al. (2016), kde je zahrnuto tvrzení, že vyvinutá struktura pórů, výměnné kationty a dostatek Ca umožňuje zlepšení vlastností půdy a zadržování vody.

Kandel et al. (2021) tvrdí, že přidání biocharu do půdy může mít různorodé účinky, které jsou ovlivněny mnoha faktory, jako je typ vstupní biomasy, podmínky pyrolýzy, druh plodiny, která se na dané půdě pěstuje, typ půdy a agroklimatické podmínky. Tyto faktory mohou rovněž ovlivnit efekt, jakým biochar snižuje objemovou hmotnost půdy, zvětšuje povrch půdy, zvyšuje přístupnost výměnných kationtů, zvyšuje objem živin v půdě a brání jejich vyplavování. Při pokusech s kukuřicí bylo zjištěno, že přidavek biocharu z kávové slámy zvýší obsah P a K v nadzemní části kukuřice (Cunha et al. 2021). Dle Rehman & Razzaq (2017) má biochar také vliv na základní charakteristiky půdy - úrodnost, strukturu a schopnost sorpce živin. Dále zvyšuje například produkci plodin, což má za následek i vyšší výnosy. Pro životní prostředí je také přínosný, jelikož zachycuje oxid uhličitý z atmosféry a je vhodný pro obnovu půdy. „Zlepšení fyzikálních, chemických a biologických vlastností půdy tedy podporuje produktivitu rostlin prostřednictvím zvýšení množství živin, zlepšení jejich dostupnosti, snížení vyplavování živin a zmírnění ztrát plyných živin.“ (Ding et al. 2016) Další odborná literatura se také shoduje s názorem, že biochar může přispívat k obnově půdy s nízkou úrodností (El-Naggar et al. 2019). Výzkum Sial et al. (2019) porovnával účinek kombinované aplikace biocharu z banánových slupek, pomerančových slupek a odpadu z mléčného čaje s kontrolní variantou bez půdního doplňku a variantou s chemickým hnojivem. Výsledky ukázaly, že kombinace různých druhů biocharů výrazně zlepšila růst pšenice, také zlepšila vlastnosti kořenů a zvýšila úrodnost půdy. Taktéž bylo zjištěno, že pro zvýšení dostupnosti živin a výnosu u rostliny ibišku súdánského lze aplikovat biochar s postřikem Azolly, princip zlepšení tkví hlavně v lepším průběhu fotosyntézy (Al-Sayed et al. 2022).

Dále je možné využít biochar jako doplněk stravy pro zvířata, například u prasat přidavek 0,3-3 % biocharu během krmného dne podporuje růst a imunitní systém, dále také u brojlerů byla díky přidavku biocharu do krmné dávky pozorována aktivace střevní mikroflóry a deaktivace účinku toxinů v trávicím traktu (Man et al. 2021). Dle Schmidt et al. (2019) při porovnání více studií bylo zkrmování biocharu po dobu několika měsíců vyhodnoceno jako bezpečné, navíc umožňuje vyšší udržitelnost živočišné produkce, a to z toho důvodu, že snižuje emise skleníkových plynů, zvyšuje kvalitu hnoje, zlepšuje zdraví zvířat, účinnost krmiva a celkovou produktivitu. Navíc byla k tomu všemu zaznamenána lepší kvalita masa.

Biochar lze také využít jako zdroj obnovitelné bioenergie (Woolf et al. 2010). V současnosti se odborná literatura také zabývá problematikou výroby biocharu společně s bioenergií, ale pro možnosti uskutečnění této produkce je nutné zavést způsob, jak by přínosy biocharu pro životní prostředí byly oceňovány (Winsley 2007).

Při výrobě biocharu z kontaminovaného dřevního odpadu pomocí rychlé pyrolýzy byly zachyceny téměř všechny anorganické kontaminanty, což indikuje, že je to úspěšný způsob, jak se těchto kontaminovaných zbytků z dřevařského průmyslu zbavit (Bridgwater et al. 1999). Studie od Azeem et al. (2021) zkoumala vliv biocharu získaného z kostí ovcí na půdu znečištěnou toxickými kovy a prokázalo se, že při aplikaci 2,5% podílu se nejvíce hodí pro remediaci půd znečištěných zinkem a kadmíem. Zároveň bylo zjištěno, že je tento biochar účinný i jako organické hnojivo, jelikož zvyšuje růst rostlin, zlepšuje půdní vlastnosti a nemá špatné účinky na životní prostředí.

Woolf et al. (2010) jako další využití biocharu uvádí snížení obsahu CO₂ v atmosféře pomocí zemědělství při aplikaci do půdy, jelikož zpomaluje rychlost návratu podoby fotosynteticky vázaného uhlíku do atmosféry. Právě zpomalení této návratnosti umožňuje

i samotná produkce biocharu. Snižování obsahu CO₂ v atmosféře probíhá díky schopnosti biocharu provést terestrickou sekvestrací C (Field et al. 2013). Biochar je pro životní prostředí významný celou řadou funkcí, jako je například sekvestrace uhlíku v půdě, do které je aplikován, snižováním emisí oxidu dusného či omezením vyplavování dusičnanů do vodních toků (Winsley 2007).

3.3 Biochar z masokostní moučky (bonechar)

„Biochar z masokostní moučky je směsný adsorbent tvořený uhlíkem a fosforečnanem vápenatým, který je ve formě hydroxyapatitu. Masokostní moučku lze syntetizovat kalcinací kostí za podmínek v prostředí s nízkým obsahem kyslíku (tj. částečná kalcinace) nebo pyrolýzou, při níž není během tepelného zpracování přítomen žádný kyslík.“ (Rojas-Mayorga et al. 2013). Ve studii od Siebers & Leinweber (2013) se dotýkají tématu náhrady minerálních P hnojiv za masokostní moučku. Minerální P hnojiva mohou představovat problém z hlediska kontaminace půdy Cd. Jedním z řešení, jak tomuto předcházet může být využití biocharu z masokostní moučky, který sám o sobě obsahuje velké množství fosforu, vápníku a hořčíku.

3.3.1 Vzhled a vlastnosti biocharu z masokostní moučky

Leinweber et al. (2018) tvrdí, že při zpracování kostí okolo teploty 300-900 °C se běžně ze žlutě zbarvených kostí stane hnědé nebo černé masokostní uhlí. Pokud se barva změní na bílou nebo šedou, je to způsobeno degradací bílkovin a kolagenu na cyklické organické molekuly. Specifický povrch a pórovitost jsou nejdůležitějšími vlastnostmi tohoto biocharu z masokostní moučky pro jeho možné využití v zemědělství. Díky velkému specifickému povrchu je schopný adsorpce a desorpce iontů, organických molekul a koloidních látek v půdě, což má za následek zvýšení úrodnosti půdy. Pórovitost biocharu z masokostní moučky také přispívá ke zlepšení úrodnosti půdy, protože umožňuje vododržnost a slouží jako nosič pro půdní mikroorganismy. Adsorpční schopnosti biocharu z masokostní moučky byly potvrzeny například ve studii z roku 2020. Konkrétně bylo dokázáno, že je tento produkt využitelný v čistírnách podzemních vod pro oblasti kontaminované fluoridy (Shahid et al. 2020). V další studii se zabývali adsorpcí arsenu a bylo zjištěno, že je tento proces možný díky tvorbě oxidů arsenu a komplexů kovů (Alkurdi et al. 2021). Podle studie od Sawangjang et al. (2021) lze ovlivnit obsah hydroxyapatitu, který se v biocharu z masokostní moučky nachází různými podmínkami - působení teploty a doba trvání zuhelnatění. Pro tento pokus využili konkrétně kosti prasečí, kuřecí a kravské, u nichž zjistili, že absorpční kapacita fluoridů užitečná pro filtraci vody je ovlivněna vlastnostmi, jako je obsah hydroxyapatitu a specifický povrch. Výsledkem bylo zjištěno, že pro filtraci pitné vody v domácnostech je nejvhodnější biochar vyrobený z prasečích kostí.

Jedna studie od Siebers et al. (2014) zjistila, že biochar z masokostní moučky při aplikaci do půdy za účelem hnojení brambor a pšenice byl pro výnos prospěšnější než hnojení komerčním P hnojivem. Autorům to indikovalo, že existují pravděpodobně další neznámé účinky biocharu z masokostní moučky vhodné pro růst rostlin. Tyto účinky možná souvisí s jeho složením (Ca a Mg), zlepšením půdní struktury nebo prospěšností pro půdní

mikroorganismy. Nicméně díky těmto výborným výsledkům biocharu z masokostní moučky byl vyhodnocen jako vhodná alternativa konvenčních P hnojiv obsahujících Cd na P-deficientních půdách. Rovněž byla provedena studie Piccolla et al. (2021), kde připravovali biochar z prasečích kostí a zjistili, že podle rozpustnosti P v kyselině citronové nejlepších výsledků pro potenciální dostupnost P rostlinami dosahuje biochar z masokostní moučky vyrobený při teplotě 550-800 °C.

3.3.2 Surovina pro výrobu - masokostní moučka

Běžně se masokostní moučka vyrábí pomocí různé jemnosti mletí jatečných odpadů a kostí ze zvířat (Dhanarajan 2017). Živočišné kosti jsou složeny z různých prvků a jedná se o 30 % organických sloučenin a 70 % anorganických látek. Abychom biochar z masokostní moučky získali, musíme tyto kosti pyrolyzovat za teploty okolo 400-600 °C při omezeném přístupu kyslíku. Anorganické látky tvořící majoritní zastoupení živočišných kostí (70 %) se skládají z 80-90 % hydroxyapatitu a okolo 10 % amorfního uhlíku (Patel et al. 2015).

Podle Tammeorg et al. (2014) se jedná o vedlejší produkt masného průmyslu, který je pro zemědělství významný především díky své schopnosti rychlé mineralizace dusíku. Má nízký poměr C:N kolem 4,5, čehož využila studie, která zkoumala účinky aplikace biocharu získaného ze smrkové štěpky samostatně nebo společně s anorganickým hnojivem nebo masokostní moučkou na půdní vlastnosti. Fyzikálně-chemické vlastnosti půdy nebyly negativně ovlivněny, nicméně pozitivní účinky nebyly dosaženy v očekávané míře kvůli nízké dostupnosti živin z biocharu v půdě, to následně neumožnilo ani zvýšení výnosů pšenice seté.

Momentálně je v České republice k dispozici pro účely hnojení v ekologickém zemědělství 7 masokostních mouček vypsanych v evidenci přípravků a hnojiv poskytovaným Ministerstvem zemědělství. Konkrétně se jedná o tyto přípravky:

- živočišná moučka NP 6 - 4, organické hnojivo s evidenčním číslem R9854 se složením 5,4 % hmot. N, 3,6 % hmot. P₂O₅, 3,6 % hmot. CaO
- kostní moučka ke hnojení s evidenčním číslem R11182 se složením 21,3 % hmot. P₂O₅, 29,8 % hmot. CaO
- živočišná moučka NP 6-4, organické hnojivo s evidenčním číslem R11059 s totožným složením až na 4,5 % hmot. CaO
- živočišná moučka NP 6-8, organické hnojivo s evidenčním číslem R11158 se složením 5,4 % hmot. N, 7,2 % hmot. P₂O₅, 8,1 % hmot. CaO
- živočišná moučka NP 7-6, organické hnojivo s evidenčním číslem R11159 se složením 6,3 % hmot. N, 5,4 % hmot. P₂O₅, 6,3 % hmot. CaO
- živočišná moučka NP 8-7, organické hnojivo s evidenčním číslem R11415 se složením 7,2 % hmot. N, 6,3 % hmot. P₂O₅, 7,2 % CaO
- živočišná moučka NP 9-8, organické hnojivo s evidenčním číslem R10407 se složením 8,1 % hmot. N, 7,2 % hmot. P₂O₅, 7,2 % hmot. CaO (MZe 2022g).

Všechny tyto přípravky splňují zákonem stanovené limity pro rizikové prvky vyjádřené v mg/kg hnojiva: kadmium 2, olovo 100, rtuť 1, arzen 20, chrom 100, měď 150, molybden 20, nikl 50, zinek 600 (MZe 2022h).

3.3.2.1 Využití masokostní moučky

Masokostní moučka může být v zemědělství rozhodující z hlediska přeměny fosforu na přístupnou formu pro rostliny, to platí hlavně u kyselých půd s pH nižším než 7 (Elliott et al. 2002). V podnicích, které se zaměřují na ekologickou produkci bez živočišné výroby, která by jim poskytovala potřebné organické hnojivo – hnůj, by masokostní moučka mohla být dobrá náhrada místo anorganických hnojiv a zároveň užitečná pro účely recyklace P (Ylivainio et al. 2008). Masokostní moučka obsahuje hlavně dusík, fosfor a vápník, pokud je dokonale namleta můžou být tyto živiny rychleji uvolňovány, jestliže není namleta dostatečně precizně, je možné ji využít právě jako pomalu se uvolňující zdroj fosforu (Dhanarajan 2017).

Podle Chen et al. (2011) ji lze využít v ekologickém zemědělství pro účely organického hnojení, může být prospěšná z hlediska výživy rostlin, kvůli tomu, že obsahuje velké množství živin (8 % N, 5 % P, 1 % K, 10 % Ca). Bylo zjištěno, že při její aplikaci do půdy, mohou být takto sníženy ztráty P, jelikož víceleté rostliny a pastviny ve velké míře P absorbují. Výsledkem studie zabývající se touto problematikou bylo, že je masokostní moučka vhodný zdroj fosforu pro obiloviny (konkrétně ječmen a oves) pěstované v režimu ekologického zemědělství. Rovněž byl zaznamenán podobný výsledek u pokusu s hnojením máty peprné v ekologickém zemědělství, kde byla masokostní moučka shledána jako hlavní zdroj fosforu, to potvrzuje i výsledek této studie, kde nejvyššího výnosu čerstvé i usušené bylinky dosáhli kombinací hnojiv masokostní moučky a živce draselného (Esetlílí et al. 2015).

Také při hnojení cukrové řepy a mrkve byly zaznamenány výborné výsledky, které indikují možnost náhrady běžných minerálních hnojiv za masokostní moučku, která v cukrové řepě zvyšovala cukernatost a snižovala obsah nitrátů, zároveň zlepšovala skladovací vlastnosti mrkve, ale bylo dosaženo menšího výnosu v porovnání s minerálními hnojivy (Kivelä et al. 2015). V Norsku byl proveden pokus s hnojením obilovin masokostní moučkou v porovnání s minerálním N hnojivem a dopadl ve prospěch masokostní moučky, konkrétně během jara je relativní účinnost hnojení vyšší než pro minerální N hnojivo (Jeng et al. 2004). Dle Chung a Jeong (2017) i během hnojení kukuřice dopadla masokostní moučka dobře, měla sice o 7-9 % nižší odběr P než při hnojení minerálním fosforem, ale studie i přes to shledala masokostní moučku jako vhodnou alternativu k minerálním P hnojivům. Také byly s masokostní moučkou provedeny nádobové pokusy ve studii Ylivainio et al. (2008), kde bylo hnojeno žito a z hlediska příjmu živin dopadly úspěšně, jelikož během těchto pokusů se také prokázalo, že je masokostní moučka dobrý zásobník fosforu pro rostliny, které mají delší vegetační dobu.

3.3.3 Výroba biocharu z masokostní moučky

Podle Leinweber et al. (2018) lze vyrobit biochar z masokostní moučky běžně pomocí pyrolýzy v muflových nebo karbolitových trubkových pecích při teplotě okolo 220-750 °C trvající 45 minut až 2 hodiny. Existují však i další metody, jako je střední pyrolýza, avšak v současné době se tato metoda využívá pouze v laboratorním měřítku. Ve výzkumu ohledně defluoridačních technologií bylo pro výrobu biocharu z masokostní moučky uskutečněno šest základních kroků. Řadí se mezi ně: sběr, vážení, zuhelnatění, drcení a sítování, mytí a sušení (Ramanan et al. 2022).

3.3.4 Využití biocharu z masokostní moučky

Leinweber et al. (2018) tvrdí, že je nutné za účelem výběru vhodného hnojiva pro danou plodinu zohlednit agronomickou účinnost biocharu z masokostní moučky ve srovnání s rychle rozpustným zdrojem fosforu, jako je například TSP. Při použití biocharu z masokostní moučky se fosfor uvolňuje znatelně pomaleji, což je výhodné například pro trávy a obiloviny, které mají delší vegetační dobu a intenzivnější kořenový systém. Na druhou stranu, při pěstování různých druhů zeleniny, jako jsou například brambory, je vhodnější využít konvenční hnojivo s fosforem, který se snadno rozpouští a živiny dodá rychleji. Rovněž v jedné studii nedoporučují biochar z masokostní moučky jako hnojivo vhodné pro plodiny pěstované na orné půdě, a to hlavně z toho důvodu, že se oproti dalším testovaným hnojivům při jeho aplikaci vyplavuje více fosforu z půdy (Zimmer et al. 2019). Naopak v jiné studii od Siebers et al. (2012) tvrdí, že aplikace biocharu z masokostní moučky je výhodná, a to hlavně kvůli tomu, že vyplavování fosforu není tak rychlé, pokud ho ovšem porovnáme vysoce rozpustnými sloučeninami fosforu. Dále zde uvádí, že v půdách s nedostatkem fosforu nebo naopak dostatkem jsou odlišné účinky biocharu z masokostní moučky na růst rostlin oproti minerálnímu fosforečnému hnojivu. Pokud je v půdě nedostatek fosforu a účinky jeho dodání porovnááme pouze krátkodobě, tak je lepší z hlediska výnosu plodin minerální fosforečné hnojivo než biochar z masokostní moučky. U půdy, která má fosforu dostatek, je to odlišné. Minerální hnojivo si v tomto případě vedlo hůře než biochar z masokostní moučky, ale tyto pozitivní účinky způsobující následný vyšší výnos plodin ještě nejsou příliš známé. Dle Zwetsloot et al. (2016) v půdách, které mají větší tendenci k fixaci fosforu, je vhodné využít biochar z masokostní moučky. Jelikož je v tomto případě jeho účinnost porovnatelná s komerčním fosforečným hnojivem TSP. Rovněž aplikací biocharu z jiného materiálu (vepřových kostí) do půdy lze zlepšit její úrodnost a také růst plodin, jelikož se tímto přidavkem zvýší celkový obsah P v půdě (Mei et al. 2022).

Podle Siebers et al. (2012) bylo také dokázáno, že biochar z masokostní moučky může být vhodně využitý v určitých případech jako ekologické hnojivo za účelem dodávání fosforu, jeho výhodou je, že neobsahuje kadmium ani uran. Účinky tohoto hnojiva jsou porovnatelné s vysoce rozpustným zdrojem fosforu.

Leinweber et al. (2018) tvrdí, že pokud pěstujeme plodiny na písčitých půdách a potýkáme se s nedostatečnou vláhou, je využití biocharu z masokostní moučky prospěšné, jelikož zvyšuje pórovitost této lehké půdy a tím umožňuje i zadržování vody. Toto ale není jediný faktor, který přidavek biocharu z masokostní moučky způsobí, ještě je velmi významná jeho funkce jako půdního biotopu, kdy svým obsahem fosforu zajišťuje živiny pro houby, které jsou pro půdu také prospěšné. Podle Mei et al. (2022) biochar z masokostní moučky může být vhodný pro její sanaci, kvůli obsahu těžkých kovů, jako například Cu, Zn, Pb a Cd. Tyto těžké kovy mají po přidavku biocharu sníženou možnost dalšího vyluhování. Také je účinný při celkové remediaci půdy, jelikož díky srážení a vzniku stabilních minerálů, adsorbují kationty těžkých kovů a následně díky zásaditému pH tyto kontaminanty dále imobilizuje.

Biochar vyrobený z masokostní moučky má podle Pan et al. (2009) kromě půdně-očistného a zemědělského i další využití. Můžeme jmenovat například biochar připravený z prasečích kostí, který má schopnost odstraňovat kobalt z roztoku. Ve studiích bylo zjištěno, že tuto absorpční schopnost potlačuje přítomnost ko-iontů mědi a zinku. Bylo také pozorováno, že sorpci iontů mědi, kadmia a zinku na biochar z masokostní moučky umožňuje hlavně

mechanismus vnitročásticové difúze (Choy et al. 2004). Absorpční schopnosti byly v odborné literatuře objasněny a pravděpodobně tyto nejlepší fyzikální a chemické vlastnosti biocharu z masokostní moučky lze získat při teplotě pyrolýzy 400 °C trvající 2 hodiny (Patel et al. 2015). Také biochar vyrobený z telecích kostí byl využitý ve studii Moussavi et al. (2022), kde umožnil sekvestraci huminové kyseliny z vody. Nejlepších výsledků adsorpce se dostalo při pH o hodnotě 4, obsahu huminové kyseliny 20 mg/l a dávky vytvořeného sorbentu 3 g/l. Dle Alkurdi et al. (2019) je možné pro účely odstranění As (V) vytvořit modifikovaný biochar z masokostní moučky s nanometrickým povlakem manganu, který je daleko prospěšnější než běžný nemodifikovaný biochar. Nízkoteplotní biochar z masokostní moučky vyrobený při 500 °C je také 2x účinnější při odstraňování As (V) z vody než vysokoteplotní biochar vyrobený při 900 °C.

Biochar z masokostní moučky byl využit také pro adsorpci butanolu, propanolu a etanolu z vodného roztoku za účelem úspory energie. Následně mohou být tyto alkoholy získány pomocí procesu termické desorpce (Becerra-Pérez et al. 2021). Při znečištění prostředí formaldehydem je možné využít modifikovaný biochar z masokostní moučky, který byl připraven s pomocí kyseliny octové, jelikož tento modifikovaný biochar účinně adsorbuje páry z formaldehydu (Rezaee et al. 2013). V cukrovarnickém průmyslu může být biochar z masokostní moučky využíván k odbarvení cukru, předchází mu kroky - rafinace, karbonatace a filtrace, po samotném odbarvení je cukr vykryštalizován (Thompson et al. 1957). Dále v umění byl dříve biochar z masokostní moučky využíván jako černý pigment. Jedná se o skupinu pigmentů na bázi uhlíku, které lze rozdělit podle surovin, ze kterých byly vyrobeny (rostliny, živočichové, minerály) a také podle způsobu, jakým byly vyrobeny (biochary, koksy) (Daveri et al. 2018).

3.3.5 Kontaminanty obsažené v biocharu z masokostní moučky

Podle Han et al. (2022) souvisí s aplikací biocharu i rizika pro životní prostředí. Konkrétně se jedná o kontaminující látky, jako jsou například polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), potenciálně toxické prvky, dioxiny, těžké organické sloučeniny, perzistentní volné radikály či kyanidy kovů. Ovšem během pyrolýzy se těžké kovy, které běžně označujeme také jako potenciálně toxické prvky, přeměňují na stabilnější formu, než měly v původní surovině. Což způsobí, že nemusíme mít tak velké obavy z vyluhování či příjmu těchto prvků rostlinami nacházejícími se na hnojené půdě.

Evropská legislativa pro využití biocharu z masokostní moučky v konvenčním zemědělství

Dle EUR-Lex (2019) se Česká republika v rámci využití biocharu získaného z různých surovin, jakožto i masokostní moučky řídí nařízením Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1009, kde spadá do kategorie pomocných půdních látek organického původu, jelikož se skládá z materiálu, který je z 95 % biologického původu. Toto nařízení definuje pomocnou půdní látku, jako schopnou udržovat, zlepšovat nebo chránit fyzikální či chemické vlastnosti, strukturu nebo biologickou aktivitu půdy, do které je aplikována. Tabulka 2 označuje hodnoty kontaminantů, jejichž zastoupení je v organických pomocných půdních látkách omezené.

V našem pokusu nebyl stanovován obsah šestimocného chromu, který je omezen nařízením Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1009, stanoven byl pouze celkový obsah chromu, omezený vyhláškou Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb. o stanovení požadavků na hnojiva. Podle Zákony pro lidi (2000) je pro organická hnojiva povolený celkový obsah Cr 100 mg/kg sušiny.

Tabulka 2: Mezní hodnoty pro kontaminující látky v organické pomocné půdní látce (EUR-Lex 2019)

Mezní hodnoty pro kontaminující látky v organické pomocné půdní látce		
Cd	2	mg/kg sušiny
Cr VI	2	mg/kg sušiny
Hg	1	mg/kg sušiny
Ni	50	g/kg sušiny
Pb	120	mg/kg sušiny
As	40	mg/kg sušiny
Cu	300	mg/kg sušiny
Zn	800	mg/kg sušiny

Regulované jsou podle Zelinkova & Wenzl (2015) také polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU, PAHs), kterým může být člověk vystaven nejvíce v potravě, jelikož se tam mohou dostat různou cestou, ať už vzduchem, či půdou nebo vodou. Běžně se setkáváme s označením 16 PAU, které určila v 70. letech 20. století US EPA (Agentura pro ochranu životního prostředí v USA), jedná se o 16 konkrétních vybraných polycyklických aromatických uhlovodíků: acenaftalen, acenaftylen, anthracen, fluoranthen, fluoren, naftalen, fenanthren, pyren, benz[a]anthracen, benz[e]acefenanthrylen, benzo[k]fluoranthen, benzo[ghi]perylen, benzo[a]pyren, chryzén, dibenz[a,h]anthracen, indeno[1,2,3-cd]pyren. Podle EUR-Lex (2021) jejich stanovená mezní hodnota v biocharu 4 mg/kg sušiny platila do 15. 7. 2022, nyní je nastavena hodnota nová podle nařízení (EU) 2019/1000 odpovídající 6 mg/kg sušiny. Ve studii Błaszczyk & Mielżyńska Švach (2017) je řečeno, že polycyklické aromatické uhlovodíky vznikají při neúplném spalování a pyrolýze organických látek a podle jejich složení se mění zastoupení jednotlivých PAU v kompaktní vícesložkové směsi, kterou při tomto procesu tvoří. Nejvíce problematické jsou jejich vlastnosti, jelikož byl potvrzen karcinogenní, mutagenní i cytotoxický účinek.

Změna ve složení kontaminantů a živin po zpracování suroviny určené k výrobě biocharu pyrolýzou

Möller (2015) tvrdí, že jako problematické se při využití masokostních mouček mohou jevit těžké kovy - zinek, měď, olovo, kadmium, nikl, rtuť či chrom, ale v popelu naštěstí dosahují srovnatelných hodnot s přírodními fosfátovými horninami. Dalším rizikem jsou perzistentní organické polutanty, jako jsou například polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD) nebo polychlorované dibenzofurany (PCDF), kterých se můžeme zbavit zpracováním v rotačních či kupolových pecích. U drůbežích mouček je navíc problém s častými nálezy reziduí tetracyklinu.

Podle Tlustoš et al. (2021) během pyrolýzy dochází k nárůstu obsahu rizikových prvků se zvyšující se teplotou provedení reakce. Zároveň ale co se týče obsahu 16 PAU dochází ke snížení, díky zvýšené teplotě nad 420 °C a tento trend přetrvává i za teplot dosahujících 620 °C. U skupin látek, jako je 7 PCB, 11 OCP, PCDD a PCDF i 69 reziduí léčiv a 8 reziduí emergentních polutantů dochází ke zmiňovanému snížení jejich obsahu při zvýšení teploty. Uhlík, který se nachází v původním materiálu, je po pyrolýze stabilnější a tím je umožněna i jeho sekvestrace. Paz-Ferreiro et al. (2018) tvrdí, že pyrolýzou lze odstranit také patogeny a snižovat objem biologického odpadu, pokud je použit jako vstupní surovina. Také po přeměně čistírenského kalu na biochar stále obsahuje velké množství uhlíku. Rovněž ve studii od Nuagah et al. (2020) byla využita pyrolýza pro 100% eliminaci patogenů z čistírenských a fekálních kalů za účelem výroby biocharu, jehož obsah makroprvků (celkový obsah fosforu a draslíku) i mikroprvků (vápník a hořčík) se zvyšoval společně s pyrolýzní teplotou. Zároveň už původní surovina obsahovala velké množství živin, konkrétně fekální kal s pilinami měl hodně dusíku a čistírenský kal zase hodně fosforu. Dusík se běžně v procesu pyrolýzy odpařuje (Kwapinska et al. 2020). Podle Kwapinska et al. (2023) u P nemusíme mít během pyrolýzy takové velké obavy z jeho ztráty, jako u N, jelikož je naopak po teplotní úpravě stabilnější než předtím. Pyrolýzou je rovněž podle této studie možné také odstranit organické kontaminanty, mikroplasty a patogeny.

4 Metodika

V rámci experimentální části bakalářské práce byl uskutečněn pokus zabývající se využitím pyrolyzovaného produktu z masokostní moučky na růst rostlin. Práce na pokusu započala 11. 4. 2022, prvotně produkcí biocharu z masokostní moučky, poté bylo nutné ho zanalyzovat a zásít ječmen do jednotlivých květináčů ve skleníku, které byly rozděleny do jednotlivých variant podle použitých hnojiv dodaných do půdy.

Analýza složení masokostní moučky a pyrolyzovaných produktů proběhla v laboratořích Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin v prostorách Fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů. Pokus s aplikací testovaných hnojiv k ječmenu byl uskutečněn ve skleníku, který rovněž patří Fakultě agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů.

4.1 Materiál a metody

4.1.1 Odběr vzorků a pyrolýza

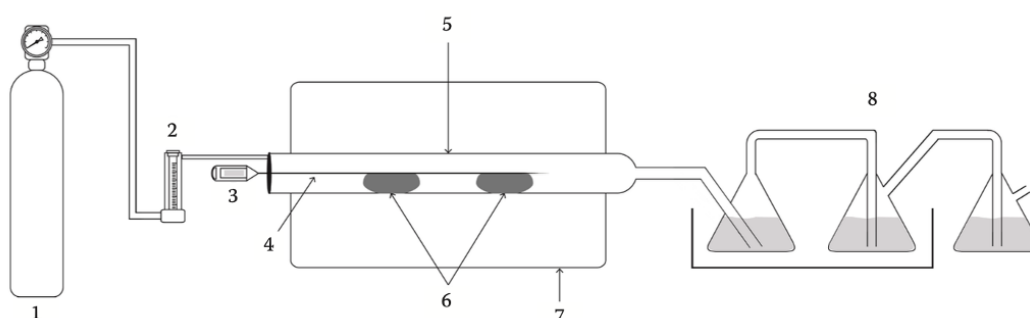
Vzorek použitý pro tento experiment (CB) byl získán v rámci pořázky drůbeže v České republice a nadále byl upraven mletím a síťováním skrz síto s 2 mm otvory. Tímto postupem byla získána masokostní moučka znázorněná na Obrázku 4.

Pyrolýza začíná tak, že daný vzorek je vložen do křemenné trubice, která je napojena na proud dusíku zajišťujícího inertní atmosféru, rychlost tohoto proudění je v reaktoru 1,9 cm/s a poté je vzorek vložen do předehřáté pece na danou teplotu, kde probíhá samotná reakce po dobu 30 min (Mercl et al. 2020). Tyto produkty lze označit jako biochary vyrobené z masokostní moučky, které vznikly za různých reakčních podmínek, což je pro pokus klíčové z důvodu hnojení a zbavení se případných kontaminantů, které by mohly představovat problém při případném využití v ekologickém zemědělství.

V našem případě byla provedena pyrolýza se vzorkem zmíněných vysušených rozemletých a prosítovaných kuřecích kostí v laboratorní elektrické trubkové peci GHA 12/600, Carbolite Gero Ltd., Hope, UK při teplotě 500 °C a také 800 °C, získali jsme tím produkty označené jako BC-500 a BC-800, doba provedení obou těchto reakcí byla také 30 minut (Taisheva et al. 2022). Samotná zařízení, která byla pro výrobu využita jsou znázorněna na Obrázku 2 a jejich schéma je na Obrázku 3.



Obrázek 2: Trubková pec Carbolite Gero Ltd., Hope, UK se zdrojem dusíku a systémem pro odběr těkavých plynů



Obrázek 3: Schéma aparatury pro pyrolýzu (Mercl et al. 2020)

1 – zdroj N_2 , 2 – průtokoměr plynu, 3 – teploměr, 4 – sonda teploměru, 5 – křemenná trubice, 6 – keramické držáky vzorků, 7 – elektrická pec, 8 – systém pro sběr těkavých látek



Obrázek 4: Kuřecí masokostní moučka



Obrázek 5: Biochar z masokostní moučky



Obrázek 6: Biochar z masokostní moučky

Vzorek, který se v průběhu rychlé pyrolýzy nachází ve válcovité křemenné trubici je v predehřáté peci po určitou dobu, ovšem tato doba se počítá až od dosažení požadované teploty

v křemenné trubici. A zároveň je i po skončení pyrolýzy během ochlazování na pokojovou teplotu udržován v protékajícím N_2 (99,999 %) (Mercl et al. 2020).

Získaný biochar z masokostní moučky (BC) znázorněný na Obrázku 5 a 6 byl před jeho možností pro využití k analýze či pokusům zvážen, byl zjištěn jeho výtěžek a také uložen ve zkumavkách skladovaných v pokojové teplotě, a nakonec rozemlet na jemný prášek pomocí (IKA-Werke GmbH & Co. KG, Německo), což je základní analytický mlýnek A11.

4.1.2 Příprava pokusu s hnojením ječmene v květináčích

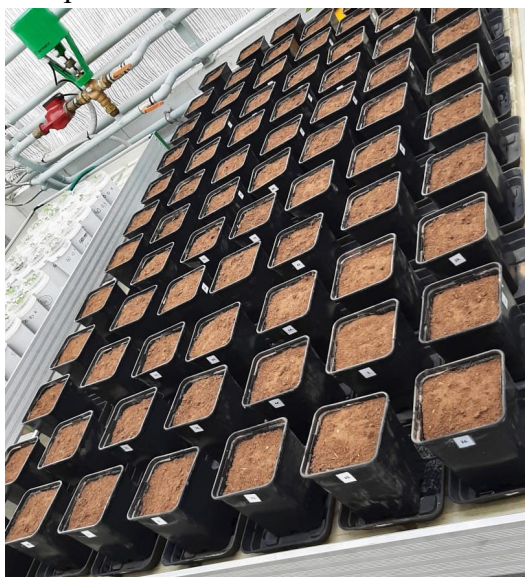
Pro založení pokusu byla využita kambizem modální ze Žamperku z hloubky 0-20 cm, poté byla vysušena na vzduchu a síťována přes síto s 10 mm okem, dále byla půda charakterizována nízkým obsahem fosforu dle Mehlich III 22 mg/kg a kyselým pH dosahujícím hodnoty 5,2 (Taisheva et al. 2022).

Bylo připraveno 36 květináčů o objemu 1 L (Obrázek 7), do každého byla umístěna textilie, která měla za účel omezit ztráty živin z půdy při zálivce rostlin. Pro každý tento vzorek (1 květináč) bylo vybráno 10 vitálních a stejně velkých semen, jelikož požadavek byl zajistit co nejvyšší klíčivost, protože poškozená nebo zadinová semena by jí mohla snižovat. Květináče byly naplněny 953 g zeminy a rozděleny do jednotlivých variant, v každé bylo 6 opakování. Každá varianta měla svou vlastní charakteristickou přidanou nebo naopak nepřidanou dávku (dvě kontrolní varianty) živin do zeminy, která byla zhomogenizována. Obsah vzorků vypadal následovně:

- Varianta 1-6 (označení 1.) byla kontrolní nehnojená a obsahovala pouze zeminu
- Varianta 7-12 (označení 2.) byla kontrolní varianta hnojená dusíkem a neobsahovala fosfor ani draslík, na každý její květník bylo aplikováno 5 ml (134 mg tohoto hnojiva) roztoku NH_4NO_3 .
- Varianta 13-18 (označení 3.) byla hnojena kombinací NPK hnojiv. Každý květník obsahoval 1,40 g trojitého superfosfátu, 5 ml roztoku NH_4NO_3 a 5 ml roztoku KCl (32 mg tohoto hnojiva).
- Varianta 19-24 (označení 4.) byla hnojena kombinací NPK hnojiv. Každý květník obsahoval 3,45 g mletého fosfátu, 5 ml roztoku NH_4NO_3 a 5 ml roztoku KCl.
- Varianta 25-30 (označení 5.) obsahovala na květník 2,34 g biocharu z kuřecí masokostní moučky vyrobené pyrolýzou při 500 °C, 5 ml roztoku NH_4NO_3 a 5 ml roztoku KCl (32 mg hnojiva na variantu).
- Varianta 43-48 (označení 6.) obsahovala na květník 2,10 g biocharu z kuřecí masokostní moučky vyrobené pyrolýzou při 800 °C a 5 ml roztoku NH_4NO_3

Všechny tyto půdy určené pro dané varianty kromě varianty 1. byly hnojeny 46,8 mg dusíku na nádobu (jednalo se konkrétně o roztok NH_4NO_3), což představovalo 50 mg N/kg. Přidaného fosforu bylo 289 mg na nádobu, kromě variant 1. a 2., draslíkem byly vybrané varianty hnojeny po 17 mg na nádobu. Dále následovalo vypočtení maximální vodní kapacity půdy využité pro tento pokus dle Mercl et al. (2016), to proběhlo v Mitscherlichových válečcích, do kterých byla vložená zemina o známé vlhkosti i hmotnosti. Sloupce byly namočeny do vody po dobu 2 hodin při pokojové teplotě. Nakonec bylo využito gravimetrické metody pro stanovení maximální

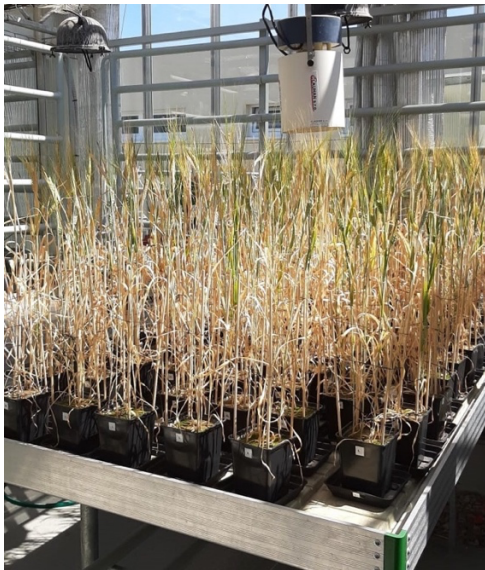
vodní kapacity půdy a to tak, že bylo určeno množství vody, které zemina po 12 hodinách byla schopna zadržet.



Obrázek 7: První den pokusu s ječmenem

Jakmile vyklíčila většina rostlin byl proveden výpočet klíčivosti ječmene v každém květináči, která byla díky důkladnému výběru semen dostatečná, jelikož jich vyklíčilo vždy alespoň 9. Poté byl podle Taisheva et al. (2022) každý vzorek zbaven určitého počtu rostlin (jednocení), tak aby bylo všech 5 rostlin v růstové fázi třetího listu. Před samotným zaléváním byla vypočtena vodní kapacita půdy, proto se každý den rostliny zalévaly demineralizovanou, aby tato vodní kapacita nepřesáhla 60 %, jelikož by mohly být vyplaveny minerály z půdy, proto bylo i prováděno vážení těchto vzorků, jelikož pomohlo lepší kontrole nad množstvím použité zálivky, aby tato kapacita nebyla překročena. Každý týden od 18. 05. 2022 do 15. 07. 2022 byla měřena výška rostlin v každém vzorku a po dosažení zralosti byl vyhodnocen průměrný růst každé z kontrolních variant. Těsně před sklizní byly rostliny vyfoceny v kombinaci určitých variant, vždy byla vybrána reprezentativní (průměrná) rostlina za danou variantu.

Když ječmen dosáhl plné zralosti (Obrázek 8 a 9), byla provedena sklizeň, která probíhala tak, že se oddělily klasy od stébel a listů pro další analýzy. Nebyly zahrnuty listy, které byly v přímém kontaktu se zemínou díky dlouhodobé povadlosti, ty by totiž mohly zkreslit skutečný obsah minerálů v rostlině, které z půdy odebrala. Takto roztríděná biomasa byla usušena a následně zvážena. Poté byla ještě u klasu oddělena zbylá biomasa od zrna. Tato zbylá biomasa z klasu byla následně přidána k biomase ze stébla a listů. Nakonec bylo vypočteno množství zrn získané z každého vzorku. Také byla odebrána zemina z použitých květináčů, která byla zvážena.



Obrázek 8: Rostliny ječmene před sklizní



Obrázek 9: Klasy před sklizní

Pokus byl hodnocen a focen ve skleníku Fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů. U všech 36 vzorků se hodnotila výška rostlin (květen až červenec), která byla měřena pomocí svinovacího metru. V pokusu byla brána v potaz i vodní kapacita půdy, která byla na začátku pokusu zjištěna a pomocí digitální váhy, a proto bylo dodáno vždy požadované množství demineralizované vody, které tuto stanovenou kapacitu nepřekročilo.

4.1.3 Laboratorní (analytické) metody

Celkový obsah živin v biocharu z masokostní moučky (bone char)

Celkový obsah živin, které se vyskytují v biocharu z masokostní moučky byl stanoven pomocí 3 po sobě následujících procesů. Nejdříve bylo využito metody suchého zpopelňování (Mader et al. 1998), dále bylo naváženo 0,3 g vzorku, který byl následně rozložen pomocí HNO_3 , HF a lučavky královské a nakonec bylo provedeno měření pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES; Agilent 720, Agilent Technologies Inc., Santa Clara, USA) (Mercl et al. 2020). Touto metodou byl stanoven obsah K, P, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn.

Celkový obsah živin v rostlinách

Sklizeň proběhla v 98. dni po výsevu, kdy již byla plně vyžralá nadzemní biomasa, ta byla rozdělena na části (zrna a listy se stonky), které byly následně vysušeny až do konstantní hmotnosti za teploty dosahující 60 °C. Tato vysušená biomasa byla následně rozemleta a navážena. K hmotnosti 0,35 g pevného rostlinného materiálu bylo přidáno 8 ml HNO_3 a 2 ml H_2O_2 , pak byl proveden mokrá rozklad v mikrovlnném systému Ethos 1 (MLS, Leutkirch, Německo) a po tomto kroku již bylo možné stanovit výslednou koncentraci živin pomocí ICP-OES (Mercl et al. 2016).

Obsah uhlíku, vodíku, dusíku a síry

U hlavních neminerálních prvků (C, H, N, S) je možné provést stanovení jejich obsahu v požadovaném materiálu pomocí analyzátoru Vario Macro cube (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Německo).

Měření hodnoty pH

V rámci stanovení hodnoty pH se vzorek smíchá s 0,01 mol/l roztokem CaCl₂ v poměru (w/v) 1/5 (Mercl et al. 2020). Tato směs se dále míchá po dobu 2 hod v horizontální třepačce o rychlosti 180 kmitů za minutu. Protřepaná směs se následně nechá 1 hodinu odstát a poté se již měří samotná hodnota pH pomocí pH-metru WTW pH 340i se skleněnou iontově-selektivní elektrodou (WTW, Weilheim, Německo).

Měření obsahu PAU (PAHs)

Extrakce polyaromatických uhlovodíků proběhla podle popsaného protokolu (Košnář et al. 2021) s malými změnami. Pro účely analýzy těchto sloučenin byla u vzorků masokostní moučky a biocharu z masokostní moučky provedena plynová chromatografie (7890B) s hmotnostní spektrometrií za využití trojitého kvadrupólu a elektronové ionizace, konkrétně přístroj 7000D Triple Quadrupole GC/MS/MS od společnosti Agilent Technologie, Santa Clara, USA (GC/MS/MS).

4.1.4 Statistická analýza naměřených dat

Naměřená data byla zpracována v programu Microsoft Excel, kde byly provedeny následné výpočty odběru N, P, K rostlinami, obsahu N, P, K a rizikových prvků v masokostní moučce a v produktech pyrolýzy a následně také výnosu. Tato data byla rovněž zpracována v programu Statistica 13 (TIBCO Software Inc. USA), kde byla využita statistická metoda jednosměrné analýzy rozptylu ANOVA s Tukeyovým post-hoc testem rozsahu.

5 Výsledky

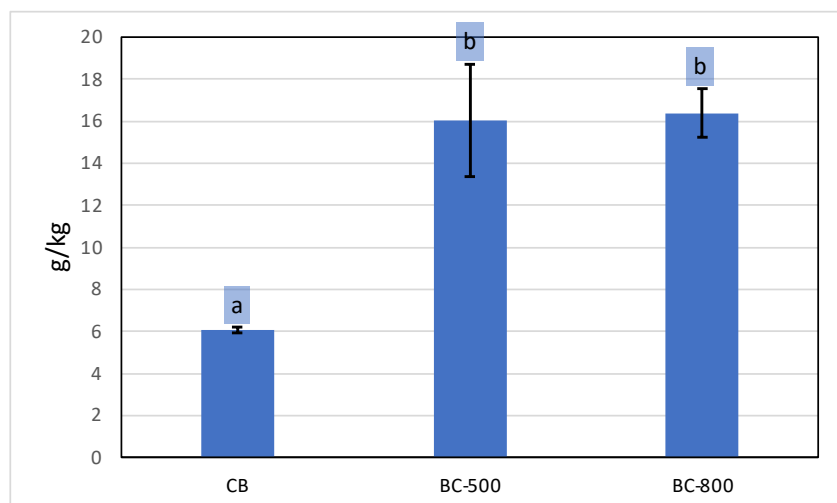
5.1 Popis masokostní moučky a biocharu z masokostní moučky vyrobeného při různých teplotách

Tabulka 3: Vlastnosti a složení masokostní moučky a biocharu z masokostní moučky

vzorek	CB	BC-500	BC-800
pH	5,51 ± 0,00	10,4 ± 0,04	11,05 ± 0,13
popel (%)	28,5 ± 1,13	70,42 ± 0,30	76,91 ± 0,21
C (%)	40,13 ± 0,32	19,94 ± 0,08	17,23 ± 0,21
H (%)	7,68 ± 0,22	1,4 ± 0,04	0,48 ± 0,02
N (%)	7,15 ± 0,08	3,5 ± 0,03	2,6 ± 0,04
S (%)	0,23 ± 0,01	0,18 ± 0,01	0,14 ± 0,01

Všechny hodnoty v Tabulce 3 jsou uváděny jako průměr ± směrodatná odchylka (n = 3). Podle Tabulky 3 má masokostní moučka nejnižší pH 5,51 ± 0,00 (je nejkyselější), naopak nejvyšší pH 11,05 ± 0,13 má vysokoteplotní biochar z masokostní moučky (je nejméně zásaditější). Nejméně popelu vzniká u masokostní moučky (28,5 ± 1,13) %, naopak nejvíce u vysokoteplotního biocharu z masokostní moučky (76,91 ± 0,21) %. Nejvyšší obsah C byl naměřen u masokostní moučky (40,13 ± 0,32) %, nejnižší u vysokoteplotního biocharu z masokostní moučky (17,23 ± 0,21) %. Stejný trend se opakuje i u H, N a S.

5.1.1 Obsah živin (draslík, fosfor, dusík)

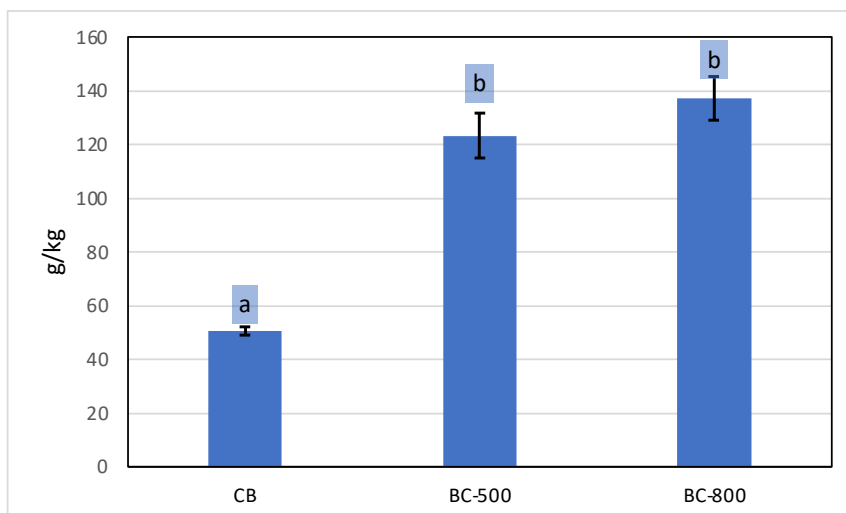


Graf 2: Obsah draslíku (g/kg) v masokostní moučce a biocharu z masokostní moučky připraveném pyrolýzou

Odlišná písmena v Grafu 2 znamenají statisticky významný rozdíl mezi hodnotami.

Podle Grafu 2 masokostní moučka obsahuje podstatně méně draslíku (6,06 ± 0,14) g/kg, když jí porovnáme s hodnotami pro oba biochary vyrobené z masokostní moučky. Vysokoteplotní

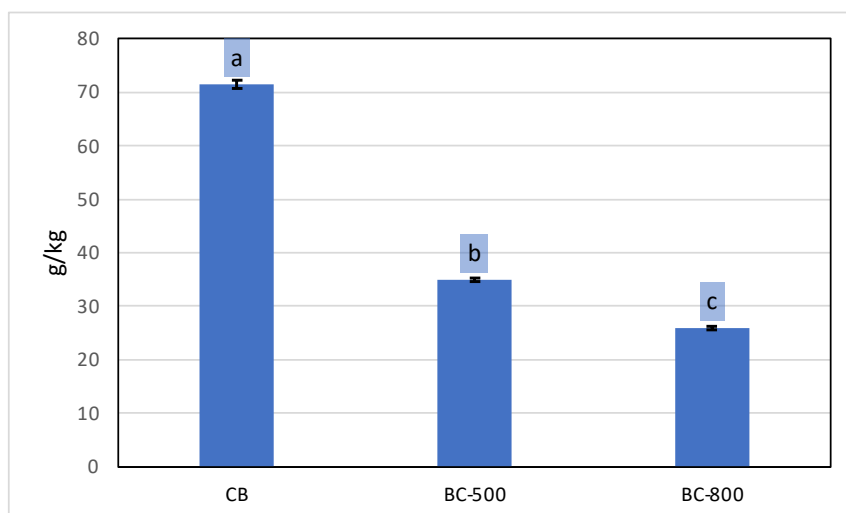
masokostní moučka dosahuje nejvyššího průměrného zastoupení draslíku ($16,39 \pm 1,15$) g/kg a nízkoteplotní obsahuje ($16,03 \pm 2,66$) g/kg.



Graf 3: Obsah fosforu (g/kg) v masokostní moučce a biocharu z masokostní moučky připraveném pyrolýzou

Odlíšná písmena v Grafu 3 znamenají statisticky významný rozdíl mezi hodnotami.

Z Grafu 3 je jasné, že masokostní moučka obsahuje rovněž méně fosforu ($50,78 \pm 1,59$) g/kg, pokud ji porovnáme s oběma biochary z masokostní moučky. Nejvyššího celkového průměrného obsahu fosforu dosahuje opět vysokoteplotní masokostní moučka ($137,28 \pm 8,10$) g/kg. Nízkoteplotní biochar má obsah dusíku o hodnotě ($123,46 \pm 8,51$) g/kg.



Graf 4: Obsah dusíku (g/kg) v masokostní moučce a biocharu z masokostní moučky připraveném pyrolýzou

Odlíšná písmena v Grafu 4 znamenají statisticky významný rozdíl mezi hodnotami.

V Grafu 4 je znázorněno, že masokostní moučka obsahuje více dusíku než oba biochary z masokostní moučky ($71,50 \pm 0,85$) g/kg a má tak odlišný trend než Graf 2 a 3. Zároveň ale biochar z masokostní moučky vyrobený při nižší teplotě obsahuje více N ($35 \pm 0,28$) g/kg než ten vyrobený při vyšší teplotě pyrolýzy ($25,95 \pm 0,35$) g/kg.

5.1.2 Obsah kontaminantů

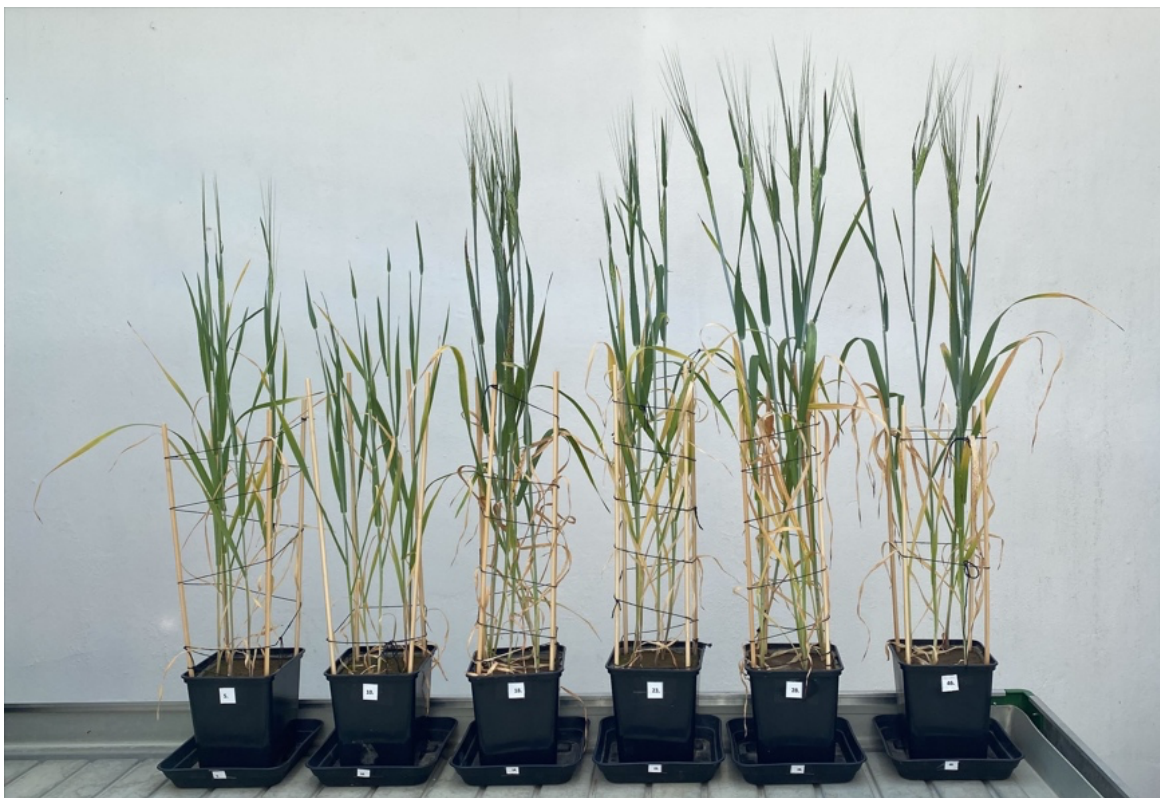
Tabulka 4: Obsah rizikových prvků (mg/kg) v masokostní moučce a biocharu z masokostní moučky

vzorek	CB		BC-500		BC-800	
As	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00
Cd	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00	0,00	± 0,00
Cr	1,33	± 0,74	2,43	± 0,20	5,20	± 0,23
Cu	4,01	± 1,21	5,87	± 1,31	6,37	± 2,14
Ni	1,02	± 0,34	1,07	± 0,20	3,99	± 0,88
Pb	1,07	± 0,14	2,24	± 0,37	0,97	± 1,37
Zn	110,57	± 10,09	271,39	± 27,74	192,85	± 9,64
Σ16 PAU	0,14	± 0,01	0,12	± 0,04	0,77	± 0,46

Všechny hodnoty v Tabulce 4 jsou uváděny jako průměr ± směrodatná odchylka (n = 2).

V Tabulce 4 s obsahem rizikových prvků lze vidět, že vstupní materiál (masokostní moučka) byla jen velmi málo znečištěná. V žádném ze vzorků není zastoupen As a Cd. U Cr, Cu, Ni a Pb byla zjištěna pouze velmi nízká koncentrace těchto kontaminantů. Zinek je kontaminant, kterého je v biocharu nejvyšší množství. Nejvyšší obsah Σ16 PAU se nachází v biocharu z masokostní moučky vyrobeném při 800 °C.

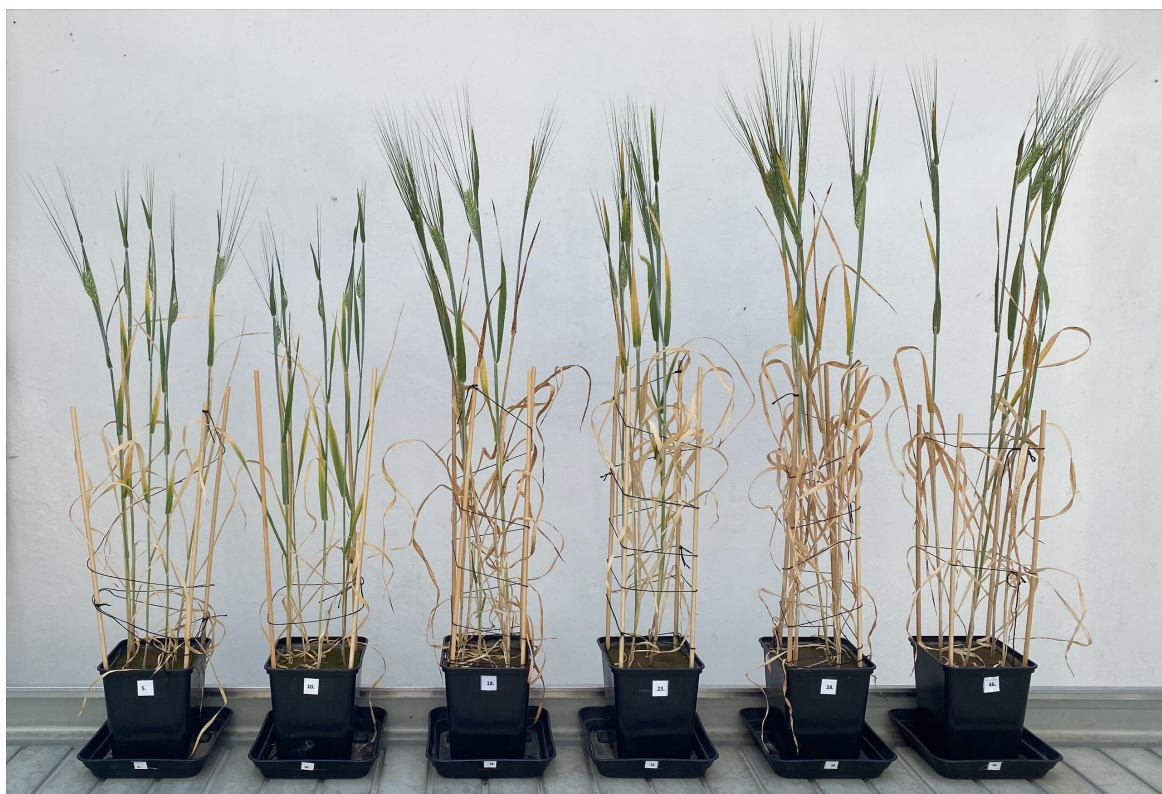
5.2 Modelový pokus s ječmenem



Obrázek 10: Ječmen 55. den po výsevu

Varianty z levé strany: 1. – kontrolní varianta bez dusíku a fosforu, 2. – kontrolní varianta s dusíkem, 3. – varianta s trojitým superfosfátem (TSP), 4. – varianta s mletým fosfátem (RP), 5. – varianta s biocharem z masokostní moučky vyrobeným při 500 °C, 6. – varianta s biocharem z masokostní moučky vyrobeným při 800 °C

Na Obrázku 10 ze dne 28. 6. 2022 (55. den po výsevu) jsou pro porovnání vyfoceny různě hnojené varianty. Lze podle vzrůstu usuzovat že nejhůře si vedla druhá varianta, která byla kontrolní s přidavkem dusíku. Nejlépe v pokusu dopadla varianta hnojená biocharem z masokostní moučky vyrobeným při teplotě 500 °C, ale výsledek je srovnatelný i s biocharem z masokostní moučky vyrobeným při teplotě 800 °C. Velmi dobře také dopadly varianty s konvenčně využívanými hnojivy TSP a RP, ale z pohledu výnosu rostlinám dodaly více živin BC-500 a BC-800.

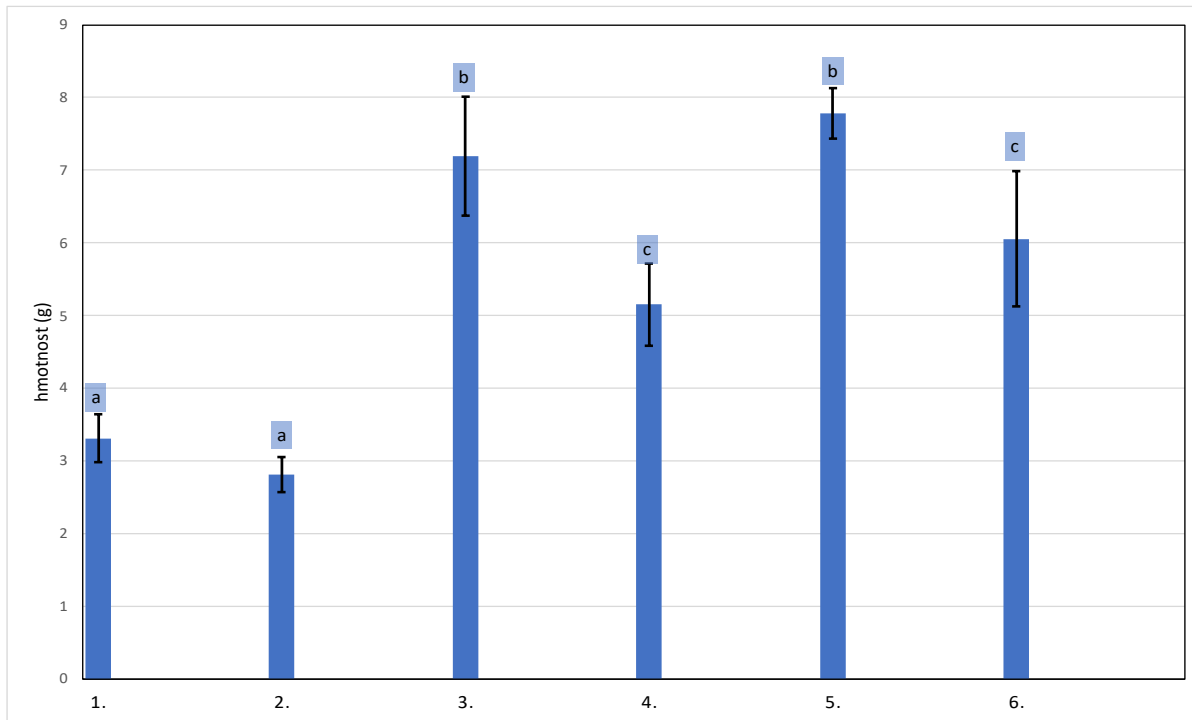


Obrázek 11: Ječmen 69. den po výsevu

Varianty z levé strany: 1. – kontrolní varianta bez dusíku a fosforu, 2. – kontrolní varianta s dusíkem, 3. – varianta s trojitým superfosfátem (TSP), 4. – varianta s mletým fosfátem (RP), 5. – varianta s biocharem z masokostní moučky vyrobeným při 500 °C, 6. – varianta s biocharem z masokostní moučky vyrobeným při 800 °C

Na Obrázku 11 ze dne 12. 7. 2022 (69. den po výsevu) byl zaznamenán další nárůst, při kterém se kontrolní varianta hnojená dusíkem více přiblížila kontrolní variantě nehnojené. Ostatní varianty opakují stejný trend jako během 55. dne po výsevu.

5.3 Celkový výnos biomasy

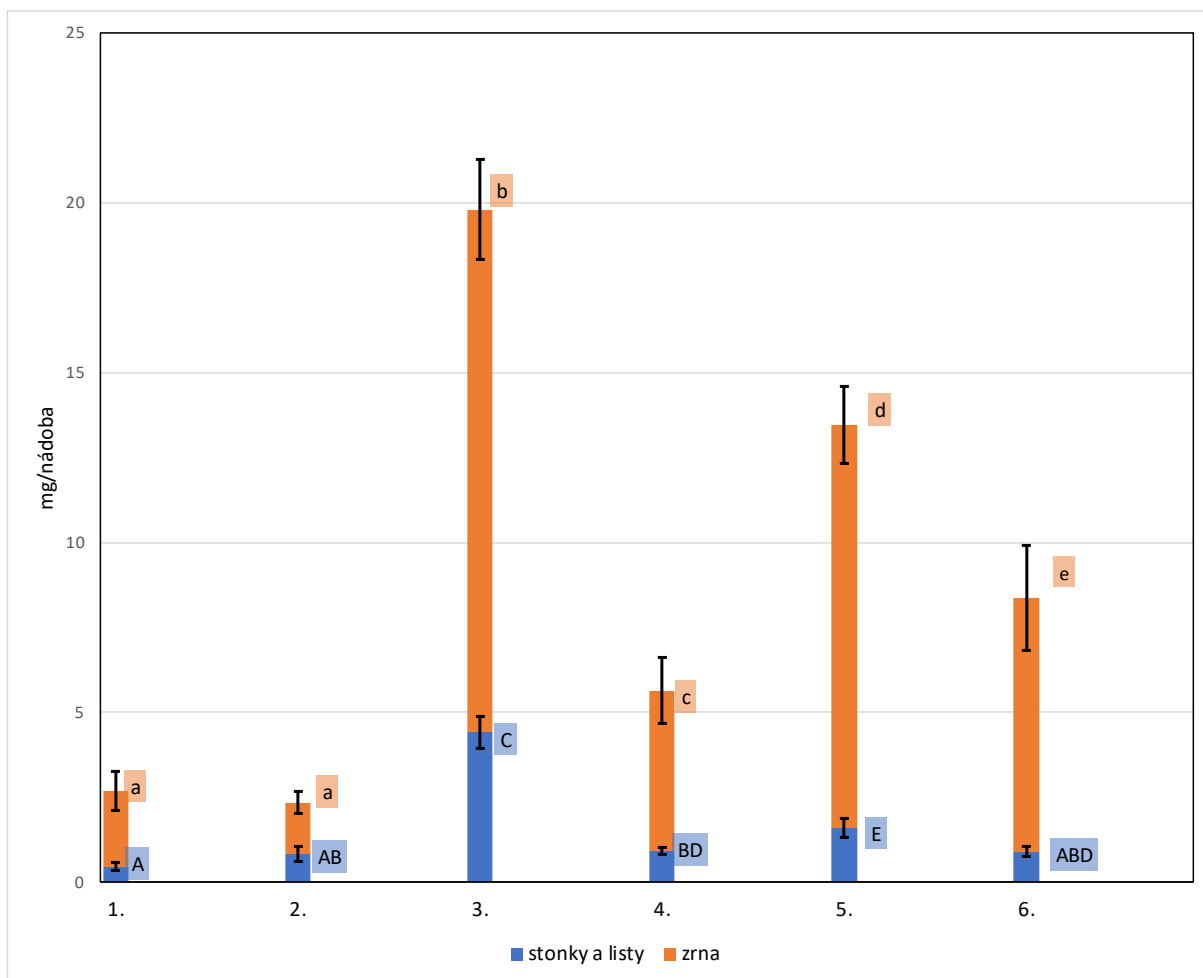


Graf 5: Celkový výnos suché biomasy ječmene (g)

Odlišná písmena v Grafu 5 znamenají statisticky významný rozdíl mezi hodnotami. Varianty jsou pojmenovány podle označení určeného v metodice.

Nejvyššího výnosu biomasy dle Grafu 5 dosáhla varianta 5. ($7,78 \pm 0,35$) g a 3. ($7,20 \pm 0,82$) g, naopak nejnižší výnos mají varianty 1. ($3,31 \pm 0,34$) g a 2. ($2,81 \pm 0,24$) g, středním výnosem disponují varianty 4. ($5,15 \pm 0,57$) g a 6. ($6,06 \pm 0,93$) g. Hnojení biocharem z masokostní moučky vyrobeném při 500 °C lze dosáhnout stejného i lepšího výnosu jako při hnojení konvenčně užívaným superfosfátem. Kdežto vysokoteplotní biochar z masokostní moučky může po přidání do půdy dosahovat stejného nebo i většího výnosu ječmene než při hnojení mletým fosfátem. Nízkoteplotní biochar z masokostní moučky umožňuje vyšší výnos ječmene než vysokoteplotní biochar z masokostní moučky.

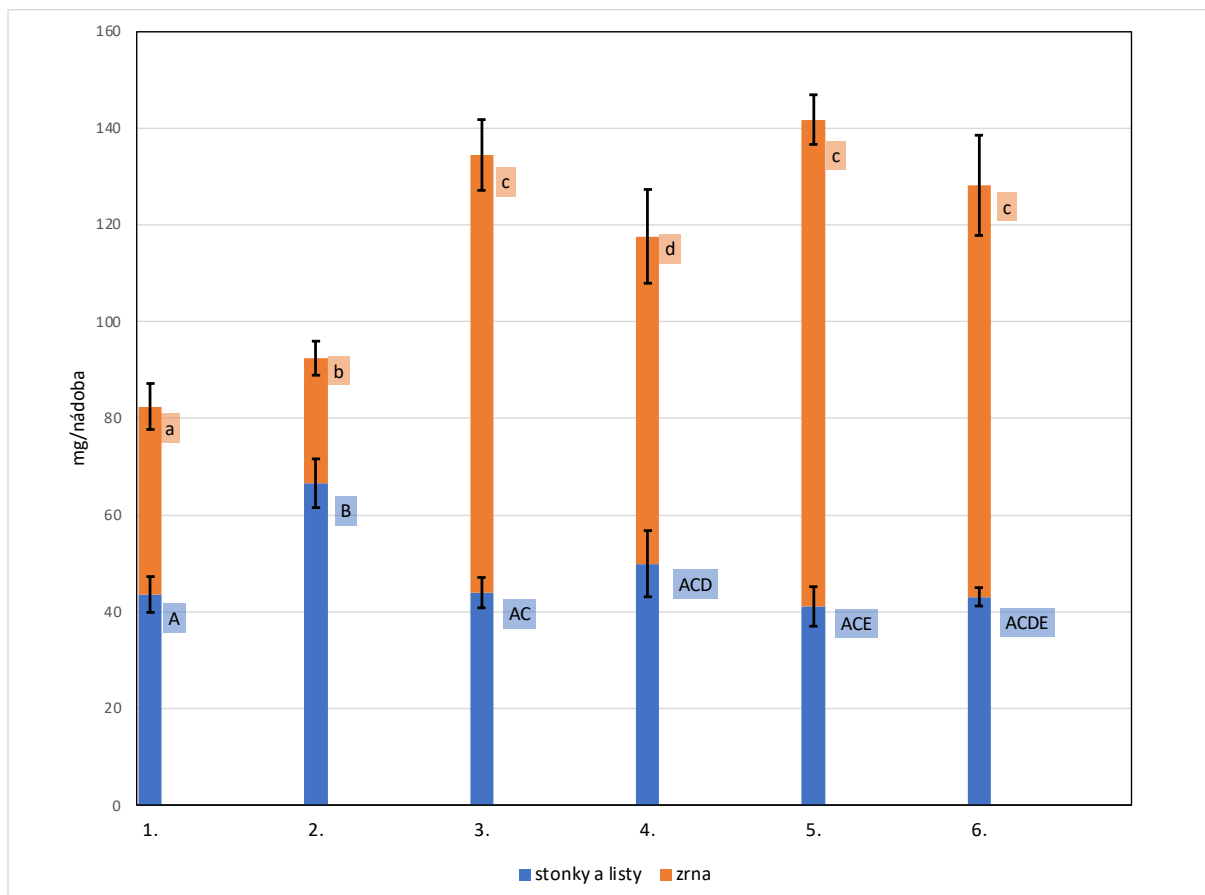
5.4 Celkový odběr živin (fosfor, dusík, draslík) a odběr živin rozdělený mezi zrno a stonk s listy ječmenem



Graf 6: Odběr fosforu rostlinou (mg/nádoba) rozdělený mezi zrno a stonk s listy

Odlíšná písmena v Grafu 6 znamenají statisticky významný rozdíl mezi hodnotami. Varianty jsou pojmenovány podle označení určeného v metodice.

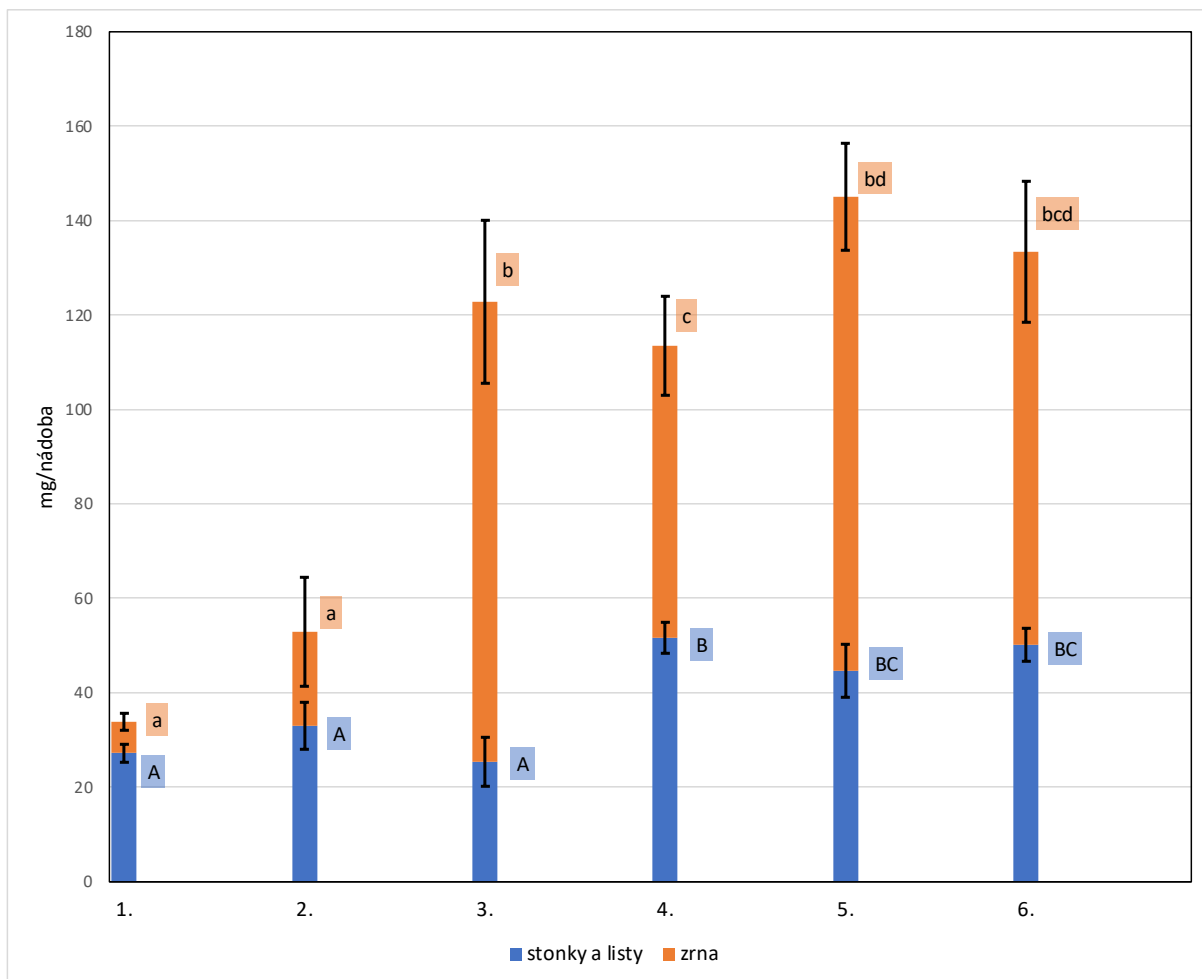
Z Grafu 6 můžeme usoudit, že nejnižší celkový odběr fosforu je u variant 1. ($2,70 \pm 0,68$) mg/květináč, 2. ($2,34 \pm 0,54$) mg/květináč a 4 ($5,64 \pm 1,06$) mg/květináč, naopak nejvyšší odběr u varianty 3 ($19,80 \pm 1,42$) mg/květináč, střední odběr u variant 5 ($13,46 \pm 1,08$) mg/květináč a 6 ($8,36 \pm 1,65$) mg/květináč. U zrn odběr fosforu nejnižší u varianty 1 ($2,24 \pm 0,58$) mg/květináč a 2 ($1,51 \pm 0,33$) mg/květináč, naopak nejvyšší je u varianty 3 ($15,38 \pm 1,46$) mg/květináč a 5 ($11,85 \pm 1,15$) mg/květináč, střední odběry jsou u variant 4 ($4,72 \pm 0,98$) mg/květináč a 6 ($7,46 \pm 1,55$) mg/květináč. U stonků a listů je nejvyšší odběr u varianty 3 ($4,42 \pm 0,48$) mg/květináč, poté 5 ($1,60 \pm 0,28$) mg/květináč, všechny ostatní varianty 1 ($0,46 \pm 0,11$) mg/květináč, 2 ($0,84 \pm 0,22$) mg/květináč, 4 ($0,92 \pm 0,10$) mg/květináč, 6 ($0,90 \pm 0,15$) mg/květináč mají odběr fosforu velmi slabý.



Graf 7: Odběr dusíku rostlinou (mg/nádoba) rozdělený mezi zrno a stonky s listy

Odlišná písmena v Grafu 7 znamenají statisticky významný rozdíl mezi hodnotami. Varianty jsou pojmenovány podle označení určeného v metodice.

Nejvyšší celkový odběr dusíku rostlinou je dle Grafu 7 u variant jiných, než jsou 1 ($82,44 \pm 7,10$) mg/květináč a 2 ($92,43 \pm 6,86$) mg/květináč. Odběr dusíku v rostlině může být podle statistické analýzy ve variantě hnojené superfosfátem stejný ($134,41 \pm 6,86$) mg/květináč, jako když aplikujeme biochar z masokostní moučky připravené za teploty $500\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($141,76 \pm 2,48$) mg/květináč nebo $800\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($128,20 \pm 9,01$) mg/květináč. Zároveň je odběr totožný při hnojení mletým fosfátem ($117,59 \pm 7,83$) mg/květináč, jako kdybychom využili biochar z masokostní moučky připravené za teploty $800\text{ }^{\circ}\text{C}$. Souhrnem lze konstatovat, že podle Grafu 7 je hnojení biocharem z masokostní moučky pro odběr dusíku stěně prospěšné jako hnojení trojitým superfosfátem. Zrna mají nejvyšší odběr N ve variantách 5 ($100,60 \pm 5,08$) mg/květináč, 3 ($90,50 \pm 7,34$) mg/květináč a 6 ($85,11 \pm 10,30$) mg/květináč, pak střední odběr u varianty 4 ($67,71 \pm 9,69$) mg/květináč a nejslabší odběr je u varianty 1 ($38,82 \pm 4,78$) mg/květináč a 2 ($25,85 \pm 3,59$) mg/květináč. Pro stony a listy je nejvyšší odběr N u varianty 2 ($66,58 \pm 5,06$) mg/květináč, také je vyšší u varianty 4 ($49,87 \pm 6,85$) mg/květináč a podobné nižší odběry mají varianty 1 ($43,63 \pm 3,67$) mg/květináč, 3 ($43,92 \pm 3,13$) mg/květináč, 5 ($41,16 \pm 4,07$) mg/květináč a 6 ($43,08 \pm 1,84$) mg/květináč.



Graf 8: Odběr draslíku rostlinou (mg/nádoba) rozdělený mezi zrno a stonky s listy

Odlíšná písmena v Grafu 8 znamenají statisticky významný rozdíl mezi hodnotami. Varianty jsou pojmenovány podle označení určeného v metodice.

Celkový odběr draslíku je v Grafu 8 nejnižší u variant 2 ($52,88 \pm 15,67$) mg/květináč a 1 ($33,79 \pm 2,36$) mg/květináč, naopak nejvyšší u variant 5 ($145,04 \pm 8,01$) mg/květináč a 6 ($133,39 \pm 16,01$) mg/květináč a střední u varianty 3 ($122,80 \pm 18,25$) mg/květináč a 4 ($113,46 \pm 8,76$) mg/květináč. Pro zrna platí, že nejvyšší odběr K je u variant 5 ($100,47 \pm 11,40$) mg/květináč a 3 ($97,54 \pm 17,24$) mg/květináč, nejmenší u 1 ($6,59 \pm 1,73$) mg/květináč a 2 ($19,86 \pm 11,58$) mg/květináč a střední u varianty 4 ($61,93 \pm 10,56$) mg/květináč a 6 ($83,30 \pm 14,99$) mg/květináč. Pro stonky a listy platí, že největší odběr K je u variant 4 ($51,53 \pm 3,31$) mg/květináč a 6 ($50,09 \pm 3,52$) mg/květináč, nejnižší u variant 3 ($25,27 \pm 5,18$) mg/květináč a 1 ($27,20 \pm 1,91$) mg/květináč a střední u varianty 2 ($33,02 \pm 4,93$) mg/květináč a 5 ($44,57 \pm 5,64$) mg/květináč.

6 Diskuze

6.1 Vlastnosti masokostní moučky a biocharu z masokostní moučky

Teplota pyrolýzy způsobí, že je nejkyselější pH naměřeno u masokostní moučky, která slouží jako vstupní materiál. Nejvyšší pH bylo naměřeno u vysokoteplotního biocharu. V odborné literatuře je běžně známo, že zvyšující se hodnota pH biocharu je způsobena vyšší teplotou provedení pyrolýzy a na kyselých půdách vede k větší zásaditosti půdy, což zpřístupní P a K rostlinám a zároveň se tak sníží i biologická dostupnost toxických kovů (Liao & Thomas 2019). Také v literární rešerši bylo pojednáváno o tom, že nízkoteplotní biochar dosahuje menší hodnoty pH než vysokoteplotní biochar (Pohořelý et al. 2019). Ovlivnění hodnoty pH půdy je důvod aplikace biocharu (Tomczyk et al. 2020). Hodnota pH nízkoteplotního biocharu (10,4) se nejvíce blíží výsledku totožnému, jako pro biochar z ozdobnice (pH 9,9), vysokoteplotní biochar má hodnotu pH ještě vyšší oproti všem biocharům figurujících ve studii (z ozdobnice, kokosových skořápek, proutí a pšeničené slámy) od Oleszczuk et al. (2013). Podobná hodnota pH, jako u vysokoteplotního biocharu (11,05) byla oproti tomu v jiné studii zaznamenána při výrobě biocharu z drůbežího hnoje při 500 °C, dosahující pH 11. Nízkoteplotnímu biocharu (pH 10,4) se podobá biochar vytvořený z drůbeží podestýlky při teplotě 700 °C (pH 10,3) v porovnání s hodnotami z totožné studie od Ahmad et al. (2014a).

Se zvyšováním teploty pyrolýzy se rovněž zvyšuje obsah popela (Alkurdi et al. 2020). Fakt, že teplota výroby biocharu ovlivňuje obsah popela byl také vysvětlen v literárním přehledu (Zhao et al. 2013). Popel anorganického původu, který při výrobě biocharu vzniká tvoří jeho minoritní část (Basu 2018) a ve vznikajícím popelu zůstávají například živiny jako Ca, Mg, P (Möller 2015). Tak lze odůvodnit nejvyšší zaznamenaný obsah popele u vysokoteplotního biocharu. U masokostní moučky dosahujeme 28,5 % popele, což je srovnatelný výsledek se studií od Ahmad et al. (2014a), kde bylo při pyrolýze drůbežího hnoje za teploty 300 a 500 °C získáno 24 % popele. Rovněž u obou biocharů z masokostní moučky získáváme daleko více popele než při výrobě biocharu z drůbeží podestýlky, kde hodnoty jeho obsahu dosahovaly při 350 °C, 30,7 % a při 700 °C, 46,2 %.

Nejmenší obsah C, H, N i S je zaznamenán u vysokoteplotního biocharu. Odůvodnění nám mohou poskytnout různé studie, které informují o tom, že obsah fixovaného C se zvyšuje společně s pyrolýzní teplotou, ale zároveň se snižuje obsah těchto těkavých látek (Alkurdi et al. 2020). Stejná domněnka je potvrzena i v další studii, kde byl proveden pokus, při kterém bylo zjištěno, že pyrolýzou biomasy za teploty 400 °C po dobu 10 min je dosaženo maximálního obsahu C a N (Saletnik et al. 2016), což je oproti podmínkám experimentu nižší teplota. Indikuje nám to, že vysoká teplota provedení pyrolýzy podporuje rozklad organických složek masokostní moučky a odpařování těkavých látek.

V pokusu dále zaznamenáváme pokles C s teplotní úpravou, což může být způsobeno tím, že v průběhu sekundární pyrolýzy je uhlík přeměňován na plyny (Motasemi & Afzal 2013). Pokles C při pyrolýze potvrzuje i studie, kde je vysvětleno, že obsah uhlíku v materiálu je ovlivněn teplotní úpravou materiálu (Zhao et al. 2013). Stejný trend v poklesu C s teplotou byl zaznamenán, také při výrobě biocharu ze zvířecí podestýlky (Tomczyk et al. 2020). V porovnání s dusíkem, vodíkem a sírou je v biocharu uhlík stále zastoupen ve významném

množství, je to způsobeno tím, že vstupní živočišná biomasa obsahuje velké množství C (SriBala et al. 2019) a to pak také způsobí, že majoritní část vyrobeného biocharu je tvořena právě uhlíkem (Basu 2018). Další články také poukazují na to, že biochar z masokostní moučky je tvořený hlavně uhlíkem (Rojas-Mayorga et al. 2013). Uhlík získaný pyrolýzou není stejný, jako ten, který se nacházel v mateřské biomase, jelikož se po úpravě špatně navrácí do atmosféry, protože je většinou ve stabilní aromatické formě (Sohi et al. 2010; Rehman & Razzaq 2017; Tlustoš et al. 2021). Se zvyšující se teplotou pyrolýzy se zvyšuje i sekvestrace uhlíku (Al-Wabel et al. 2018). V získaných biocharech v rámci našeho experimentu se nachází jen nízký obsah C (19,94 % nízkoteplotní a 17,23 % vysokoteplotní) v porovnání s odbornou literaturou, kde byly měřeny hodnoty pro biochary z ozdobnice, kokosových skořápek, proutí a pšeničné slámy (53,87-69,58 %) (Oleszczuk et al. 2013). Podobného obsahu C, jako má masokostní moučka (40,13 %) může dosahovat například biochar vyrobený z kuřecí podestýlky při 620 °C (41,5 %) (Ahmad et al. 2014).

Původní živočišná biomasa obsahovala nezanedbatelné množství H. Odborné články také zmiňují zásadní obsah vodíku v biomase (SriBala et al. 2019) a pojednávají o jeho minoritním zastoupení v biocharu (Basu 2018). V pokusu byl pozorován pokles H při vyšší teplotě pyrolýzy, což koreluje i s trendem zmíněným v literatuře (Weber & Quicker 2018). Biochary z této bakalářské práce dosáhly zastoupení H: 1,4 % nízkoteplotní a 0,48 % vysokoteplotní, naopak biochary ve studii vyrobené z ozdobnice, kokosových skořápek, proutí a pšeničné slámy měly obsah H vyšší (1,76-3,11 %) (Oleszczuk et al. 2013). Obsah H u nízkoteplotního biocharu je 1,4 %, což je podobné jako u biocharu z podestýlky brojlerů vyrobeném při 700 °C (1,42 % H) (Ahmad et al. 2014).

Relativní obsah N není teplotou ovlivněn tak výrazně jako obsah C, H, O (Weber & Quicker 2018). Dusík je v biocharu z masokostní moučky zastoupen v nezanedbatelném množství, což už bylo objasněno vysvětlením, že původní surovina – masokostní moučka obsahuje hlavně N, P a Ca (Dhanarajan 2017). Ztráty dusíku z materiálu jsou způsobeny volatilizací (Ayoub 1999). Biochar z masokostní moučky větší zastoupení N (3,5 % nízkoteplotní a 2,6 % vysokoteplotní) než u porovnávaných biocharů z ozdobnice, kokosových skořápek, proutí a pšeničné slámy (0,62-0,93 %), které byly vyrobeny při pyrolýze s reakční teplotou 350-650 °C (Oleszczuk et al. 2013). Zastoupení N u vysokoteplotního biocharu 2,6 % je podobné jako u biocharu z kuřecí podestýlky vyrobeném při 620 °C (2,77 % N) (Ahmad et al. 2014). Méně dusíku lze najít ve vysokoteplotním biocharu, kvůli tomu, že je volatilní a zvýšená teplota způsobí jeho rozklad. Zapříčiněno je to tím, že při mírném zvýšení teploty během pyrolýzy se obsah dusíku zvýší, ale při již moc vysokých teplotách pravděpodobně probíhá transformace do plynné fáze, kdy vzniká například amoniak nebo kyanovodík, také je možná transformace na těkavý organický dusík a výsledný obsah dusíku v materiálu z tohoto důvodu klesá (Xu et al. 2021). V souladu s výsledkem našeho pokusu, týkajícího se poklesu obsahu dusíku při vyšší teplotě pyrolýzy, korelují i výsledky z pyrolýzy čistírenských kalů, kde se obsah zmenšil z 4,56 % na 2,73 % při teplotě pyrolýzy 620 °C (Tlustoš et al. 2021). V masokostní moučce je rovněž hodně N (71,50 ± 0,85 g/kg sušiny), ale již ne tolik je dusíku v biocharu vyrobeném z ní. Pokud porovnáme hodnoty s jiným pokusem, tak je dusíku v biocharu z masokostní moučky po pyrolýze ještě méně, než v čistírenských kalech určených pro následnou pyrolýzu (46,7 g/kg sušiny) (Tlustoš et al. 2021).

Síra je ve vzorku málo zastoupena, protože původní biomasa ji většinou ve velkém množství neobsahuje (Czernik & Bridgwater 2004). U síry byl také ve výsledcích zaznamenán pokles procentuálního obsahu, při vyšší teplotě pyrolýzy. Stejně pozorování potvrdila i pyrolýza čistírenských kalů, kde byl nejvyšší pokles obsahu S zaznamenán při teplotě 320 °C, díky volatilizaci jejích organických sloučenin (Tlustoš et al. 2021).

Obsah P a K roste se zvyšující se teplotou provedení pyrolýzy biomasy, v čemž se shoduje i studie z roku 2016, kde nejvyššího zastoupení P a K bylo dosaženo při teplotě 500 °C a době provedení 10 min (Saletnik et al. 2016). Tento nárůst obsahu P byl zaznamenán i při pyrolýze čistírenských kalů, konkrétně ze 3,2 % na více než 6 % při teplotě 620 °C. Současně byl zaznamenán také nárůst obsahu K (Tlustoš et al. 2021). Masokostní moučka má poměrně vysoký obsah P ($50,78 \pm 1,59$ g/kg sušiny) i v porovnání s čistírenským kalem ($27,1$ g/kg sušiny) (Tlustoš et al. 2021), proto výsledné biochary obsahují velké množství P. To samé lze říci i o K, který je v masokostní moučce zastoupen v množství $6,06 \pm 0,14$ g/kg sušiny, kdežto pro porovnání je ho v čistírenském pouze $3,8$ g/kg sušiny (Tlustoš et al. 2021). Tvrzení, že pyrolýza nesnižuje obsah P a K podporují i zdroje z literární části, například bylo zmíněno tvrzení, že minerální látky jako Ca, Mg a P nejsou teplotou degradovány a po pyrolýze zůstávají v popelu (Möller 2015). Zároveň již ve vstupní biomase – masokostní moučce se běžně nachází dostatek fosforu ve formě fosforečnanu vápenatého (Rojas-Mayorga et al. 2013; Dhanarajan 2017; Esetlíl et al. 2015), proto je také fosfor zastoupen ve velké míře v materiálu po pyrolýze.

Svým obsahem kontaminantů odpovídá masokostní moučka českým standardům pro pomocné půdní látky, které lze využít v konvenčním zemědělství. Biochar z masokostní moučky také splňuje zmiňované mezní hodnoty pro potenciálně toxické prvky podle Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1009 a svým obsahem celkového Cr odpovídá přijatelné hodnotě ve Vyhlášce č. 474/2000 Sb. Ministerstva zemědělství. V dalším výzkumu by se měla prověřit dostupnost toxického šestimocného Cr pro rostliny, která nebyla v experimentu stanovena. Pravděpodobně není zastoupení Cr VI vyšší než mezní povolené hodnoty, jelikož již celkový obsah Cr je velmi nízký. Všechny tyto vzorky zároveň splňují stanovenou mezní hodnotu 6 mg/kg pro polycyklické aromatické uhlovodíky, aby mohly být využity jako pomocné půdní látky podle Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1009 (EUR-Lex 2019). Celkově vyrobený biochar obsahuje jen velmi malé množství kontaminantů, a dokonce i původní materiál - masokostní moučka je sama o sobě opravdu čistý materiál z hlediska kontaminantů v mg/kg sušiny (As $0,00 \pm 0,00$, Cd $0,00 \pm 0,00$, Cr $1,33 \pm 0,74$, Cu $4,01 \pm 1,21$, Ni $1,02 \pm 0,14$, Pb $1,07 \pm 0,14$, Zn $110,57 \pm 10,09$, $\Sigma 16$ PAU $0,14 \pm 0,01$), proto i výsledný biochar obsahoval těchto kontaminantů poměrně malé množství. V porovnání s jiným materiálem – kalem z čistíren odpadních vod, který rovněž slouží jako vstupní surovina pro pyrolýzu je to velmi dobrý výsledek. Jelikož jeho průměrné hodnoty obsahu kontaminantů v mg/kg sušiny jsou: As 11,6, Cd 1,80, Cr 89,5, Cu 364, Ni 49,3, Pb 40,6, Zn 10,39, $\Sigma 16$ PAU 0,2783 (Tlustoš et al. 2021).

Celkově byl u většiny kontaminujících prvků zaznamenán nárůst jejich obsahu se zvyšující se teplotou pyrolýzy. Podobně je zaznamenán tento nárůst kontaminantů i během pyrolýzy čistírenských kalů (Tlustoš et al. 2021). Polyaromatické uhlovodíky byly nejméně zastoupeny v biocharu zpracovaném při teplotě 500 °C, poté masokostní moučce a nejvíce ve biocharu zpracovaném při 800 °C. To můžeme vysvětlit tím, že při pyrolýze čistírenských kalů je nejvíce PAU v původním materiálu a nejméně u biocharů, které byly zpracovány při

teplotách od 420 °C do 620 °C (Tlustoš et al. 2021). Pravděpodobně probíhá při teplotách vyšších než 620 °C nárůst PAU, proto je jejich zastoupení nejvyšší u biocharu z experimentu zpracovaném při 800 °C.

As nebyl nalezen ani v původní mateřské masokostní moučce, takže se ve výsledku nekonzentroval ani v biocharu. Přítomnost Cd v biocharech je běžná, jelikož o jeho zastoupení společně s dalšími těžkými kovy se zmiňuje řada článků (Mei et al. 2022; Möller 2015). Ve vzorcích hodnocených v rámci této bakalářské práce nebylo kadium nalezeno, což je stejný výsledek jako u dalších provedených pokusů s biocharem z masokostní moučky (Siebers et al. 2012). Běžně dostupná P-hnojiva jsou vyráběna z fosfátových hornin, to je problém kvůli tomu že se v těchto horninách nachází i Cd. Například jedna studie právě o tomto tématu pojednává a jejím výsledkem je, že by se mělo upřednostnit používání „bez-kadmiových“ hnojiv vyrobených z hornin s nízkou koncentrací Cd, jelikož odstranění kadmia vyskytujícího se v hnojivech během výroby je ekonomicky nerentabilní (Mar & Okazaki 2012). Materiál využitý pro náš experiment je biochar z masokostní moučky, který by právě klasická P-hnojiva mohl nahradit, jelikož fosforu dodá do půdy poměrně velké množství a je velmi výhodné, že není vyroben ze zmiňovaných fosfátových hornin, takže neobsahuje Cd. Také v odborné studii se jim podařilo vyrobit biochar s velmi malým obsahem Cd z kokosových skořápek, ozdobnice a proutí (Oleszczuk et al. 2013).

Prvky jako Ni, Cu a Cr mají vyšší koncentraci ve vzniklém biocharu, než měly například v původní surovině. Důvod je takový, že se ve vzniklém biocharu zakonzentrují, proto tato výsledná koncentrace toxických prvků může být 4-6krát vyšší než před zpracováním pyrolýzou (Koppolu et al. 2003), čímž lze vysvětlit, proč se nachází v masokostní moučce využitě v našem experimentu menší zastoupení těchto prvků než v biocharu vyrobeném z ní. Ve vzorku živočišného materiálu i biocharu z masokostní moučky se vyskytoval chrom a nikl, což není neobvyklé, jelikož podle Möller (2015) hodnoty obsahu Cr a Ni dosahují běžně v masokostní moučce stejného množství jako přírodní fosfátové horniny. Snížení obsahu Cr a dalších kontaminantů ve výsledném produktu určeném ke hnojení by mohlo být provedeno dvěma způsoby. Prvním je použití čistšího vstupního materiálu do pyrolýzy a druhým je snížení teploty provedení pyrolýzy, aby výsledné koncentrace zakonzentrovaných kontaminantů v biocharu nepřekračovaly mezní hodnoty. V odborné literatuře od Han et al. (2022) je rovněž zdůrazněno, že obsah kontaminantů v biocharu ovlivňuje právě vstupní surovina a teplota. Zároveň lze snížení obsahu například Cr způsobit tím, že při výrobě biocharu provádíme ko-pyrolýzu se vstupními surovinami, které mají nízký obsah Cr. To by platilo i pro další potenciálně toxické prvky. Obsah Cr v biocharu z masokostní moučky je daleko nižší, než u biocharu z ozdobnice (18,0 mg/kg), ale co se týče masokostní moučky tak je na tom podobně jako biochar z kokosových skořápek (1,3 mg/kg) (Oleszczuk et al. 2013). Vysoké hodnoty Ni byly zaznamenány v biocharu z ozdobnice dosahujícího 9,95 mg/kg (Oleszczuk et al. 2013), tyto hodnoty jsou ještě větší než u vysokoteplotního biocharu z našeho pokusu, který zde disponoval největším obsahem Ni. Nález Cu ve vzorku není ojedinělý, vyskytuje se v biocharu z masokostní moučky běžně (Mei et al. 2022) a její koncentrace, jako tomu bylo i u Cr a Ni také dosahuje hodnot podobných přírodním fosfátovým horninám (Möller 2015). Měď se vyskytuje v biocharu z kokosových skořápek v podobném zastoupení (3,81 mg/kg) ve studii Oleszczuk et al. (2013) jako u masokostní moučky, dále pak v menší míře v biocharu z ozdobnice (2,22

mg/kg). Následně vytvořený biochar z masokostní moučky všechny tyto vypsané hodnoty obsahu Cu převyšoval.

Nález Pb ve vzorku není ojedinělou záležitostí, jelikož se běžně nachází v biocharu z masokostní moučky (Mei et al. 2022) a dosahuje hodnoty srovnatelné jako přírodní fosfátové horniny (Möller 2015). Těkavost Pb je menší než například u Cd, to potvrzuje i fakt, že při spalování vzorků uhlí během 900 °C vytékalo okolo 10 % z jejího původního obsahu ve vzorku (Kazi et al. 2019). To nám indikuje, proč se Pb v nejmenším zastoupení nachází ve vysokoteplotním biocharu a nejvíce v nízkoteplotním, jelikož za teploty 500 °C nevytěká tolik obsaženého Pb jako při 800 °C. Tárveň těkavost Pb ovlivňuje teplota zásadněji než prvky, jako je například Zn a Cd (Du et al. 2019). V biocharu z masokostní moučky i samotné masokostní moučce je v porovnání se studií jen velmi nízké zastoupení Pb. Všechny zkoumané biochary v této studii totiž dosáhly hodnoty pro Pb dosahující alespoň 20,6 mg/kg (Oleszczuk et al. 2013), což je více než v biocharu z masokostní moučky.

Nejméně Zn je v masokostní moučce z důvodu toho, že se zinek v biocharu z masokostní moučky zakoncentruje (Koppolu et al. 2003). Zinek se rovněž běžně nachází v popelu z masokostních mouček v podobném zastoupení jako u přírodních fosfátových hornin (Möller 2015). Je běžně v biocharu z masokostní moučky nejvíce zastoupený kontaminant, to je důvod proč by se pravděpodobně hodil pro hnojení půd, které mají deficit Zn. Zinek se ve velkém množství v kuřecí masokostní moučce objevil, jelikož se jedná o suplement využívající se v krmné dávce chovných slepic, což potvrzuje i výzkum, kde je vysvětleno, že toto využití zinku je hlavně pro podporu produkce vajec u nosnic během snášky, udržení produkční výkonnosti a také je zinek velmi důležitý pro správný růst a vývoj embryí i potomstva (Huang et al. 2019). Všechny zkoumané vzorky obsahují velké množství Zn, jediná masokostní moučka se blíží hodnotám pro biochar vyrobený z ozdobnice, který obsahuje 102,0 mg/kg Zn (Oleszczuk et al. 2013). Zinek je z důvodu výkrmu drůbeže nejvíce zastoupeným kontaminujícím prvkem v masokostní moučce i biocharu vyrobeném z ní, ale i tak je to v rámci využití jako půdní doplňkové látky velmi dobrá hodnota. Jelikož legislativou stanovená mezní hodnota je 800 mg/kg sušiny (EUR-Lex 2019). Nízkoteplotní biochar dosahuje hodnoty $271,39 \pm 27,74$ mg/kg, dále pak vysokoteplotní biochar a masokostní moučka mají ještě menší zastoupení Zn a to je zásadní rozdíl v porovnání s biocharem vyrobeným z kalů z čistíren odpadních vod, kde hodnota Zn dosahuje 666,67 mg/kg (Zhao et al. 2017).

PAU se běžně uvolňují během procesů, jako je například spalování uhlí či pyrolýza (Liu et al. 2008), proto nejvyšší koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků dosahuje vysokoteplotní biochar. U studie, která pojednává o obsahu PAU v biocharu z kalů získaných z čistíren odpadních vod byl zaznamenán klesající trend při zvyšující se teplotě, ale nejvyšší dosažená teplota byla 620 °C (Tlustoš et al. 2021), je tedy pravděpodobné, že kdyby byla teplota ještě zvýšena dojde k nárůstu obsahu PAU. Zastoupení PAU v masokostní moučce i biocharu je jen velmi nízké v porovnání s odbornou literaturou, jelikož samotná vstupní surovina má nízké zastoupení PAU a následnou pyrolýzou také získáváme velmi čistý materiál ($0,12 \pm 0,04$ mg/kg nízkoteplotní a $0,77 \pm 0,46$ mg/kg vysokoteplotní biochar). Nejnížší koncentrace PAU u studie z roku 2013 je totiž u biocharu z kokosových skořápek (1,124 mg/kg) a nejvyšší u biocharu z ozdobnice (28,339 mg/kg) (Oleszczuk et al. 2013). Z hlediska vlivu na životní prostředí je lepší využívat k účelům hnojení nízkoteplotní biochar. S tím je v souladu i doporučení, které vzniklo jako výsledek výzkumu od Wang et al. (2017), které říká že jsou 2

podstatné kroky pro snížení rizika PAU v biocharu na životní prostředí. Zaprvé využít vstupní surovinu, která není kontaminována PAU a zadruhé použít pomalejší pyrolýzu s nižší teplotou, a to konkrétně pod 500 °C, ale oproti tomu vysokoteplotní biochar schopný odstraňovat znečišťující látky i PAU. Masokostní moučka i biochar vyrobený z ní zároveň splňují stanovenou mezní hodnotu 6 mg/kg pro polycyklické aromatické uhlovodíky, aby mohly být využity jako pomocné půdní látky. Tyto hodnoty jsou porovnávány podle Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1009 (EUR-Lex 2019).

6.2 Reakce rostlin ječmene na aplikaci biocharu z masokostní moučky

Růst je dle provedeného výzkumu od Madiba et al. (2016) pozitivně ovlivněn přidáním biocharu z kuřecího hnoje a biocharu z pšeničných plev, způsobuje to v z hlediska výživy rostlin hlavně zvýšení mykorhizy a zadržování vody a P v půdě pro následný příjem rostlinami, které jsou na půdě pěstovány. Kontrolní varianta 2. s aplikovaným dusíkem vyšla z hlediska růstu jako nejhorší, to nám může indikovat, že pro růst rostlin na této půdě není N limitujícím prvkem, jelikož jsme nedocílili navýšení biomasy oproti 1. kontrolní variantě. Toto objasňuje Liebigův zákon minima, který říká, že: růst je limitován prvkem, kterého je nedostatek (von Liebig 1855). Kontrolní varianta 1. si vedla z hlediska růstu o něco lépe než varianta 2., ale postupně ji kontrolní varianta hnojená N dohnala. U varianty hnojené TSP (3.) a RP (4.) je lepší růst ječmene zaznamenán u TSP, jelikož v tomto případě bylo do půdy dodáno více dostupného P, což bylo zaznamenáno i v odborné studii Salih et al. (1989). Po přidání biocharu (varianta 5. a 6.) byl zaznamenán nejvyšší nárůst biomasy oproti kontrolním variantám. Takové situace se po aplikaci biocharu dějí běžně, protože zvyšuje intenzitu růstu rostlin a následnou produktivitu (Hermans 2013), růst a výnos je také ovlivněn typem biocharu (Al-Wabel et al. 2018). Což není z Obrázku 10 a 11 dostatečně patrné, ale lze usuzovat, že lepší nárůst je u nízkoteplotního biocharu. Podpora růstu rostlin byla zaznamenána i při využití kombinace biocharů z různých surovin, konkrétně u pšenice (Sial et al. 2019). V jiné studii byl zkoumán i vliv biocharu z ovčích kostí na půdu, kde byl pozitivní efekt na růst rostlin opět potvrzen a také byly zlepšeny jeho aplikací půdní vlastnosti (Azeem et al. 2021) i při využití biocharu z vepřových kostí byl zaznamenán stejný pozitivní účinek na růst rostlin (Mei et al. 2022).

Limitujícím prvkem, který zabraňuje příjmu více živin ječmenem je v použité půdě P a potvrdily se tak výsledky (Taisheva et al. 2022). Zároveň není výnos limitován dusíkem (varianta 2.), protože po jeho přidání do půdy se nezvýšil, jelikož už ječmen z důvodu nedostatku fosforu nebyl schopný přijmout více N. Díky vhodnému poměru přístupné formy živin pro půdu dosáhl nízkoteplotní biochar (varianta 5.) podobných výsledků výnosu jako TSP (varianta 3.). Trojitý superfosfát má totiž vysoký obsah dobře přístupného fosforu, zároveň pak jeho aplikací podpoříme zvýšení obsahu celkového N a P v rostlinných výhoncích (Stamford et al. 2003). Také u čiroku byla potvrzena korelace vyššího výnosu sušiny u TSP s vyšší dostupností P v půdě (Salih et al. 1989). Hnojení vysokoteplotním biocharem (varianta 6.) vypadalo podobně jako u hnojení RP (varianta 4.), v půdě nebylo tak velké množství přístupného fosforu, proto mají nižší výnos než TSP (varianta 3.) a nízkoteplotní biochar (varianta 5.). Biochar z masokostní moučky výnos rostlin zřetelně zvyšoval, oproti tomu výzkum, kde byl vyžit biochar z javoru cukrového v koncentraci 2 % hm. zjistil, že tato dávka naopak růst plodin potlačuje (Cole et al. 2019). V další studii se Uzoma et al. (2011) zabývali

využitím biocharu z kravského hnoje pro kukuřici v suchých oblastech a zjistili že nejlepšího výnosu se dostává při aplikaci 15 t/ha, jelikož se zvyšoval příjem N, P, K, Ca a Mg. Ovšem při dávkách vyšších dochází v tomto pokusu k poklesu výnosu z důvodu nižší relativní koncentrace fosforu a nízké dostupnosti dusíku. I u rostliny ibišku súdánského byl zaznamenán pozitivní efekt na dostupnost živin a výnos při aplikaci biocharu (Al-Sayed et al. 2022). U Tammeorg et al. (2014) byl zkoumán vliv hnojení biocharem ze smrkové štěpky a kombinace tohoto hnojení s anorganickým hnojivem nebo masokostní moučkou. Výsledek byl takový, že živiny z biocharu nebyly v půdě dostatečně přístupné, takže výnosy pšenice seté nebyly navýšeny. Samotný materiál, ze kterého je biochar vyroben – masokostní moučka má dobré uplatnění jako hnojivo zvyšující výnos, což potvrzuje i studie, kde byl zkoumán její vliv v kombinaci s živcem draselným a byl vyhodnocen jako neúčinnější kombinací pro lepší výnos (Esetlílí et al. 2015). Naopak při hnojení mrkve a cukrové řepy masokostní moučkou byl zaznamenán nižší výnos než při hnojení minerálními hnojivy (Kivelä et al. 2015). U půd s nedostatkem fosforu, které jsou hodnoceny krátkodobě bývá z hlediska výnosu lepší hnojení minerálním fosforečným hnojivem než biocharem z masokostní moučky (Siebers et al. 2014), což nesouhlasí s výsledkem výnosu ječmene po aplikaci biocharu z masokostní moučky. Naopak u bio-jahod byl zaznamenán pozitivní účinek biocharu ze zvířecích kostí na výnos plodů a počet plodů na rostlinu (Koron et al. 2017). Aplikace biocharu společně s hnojivem běžně zvyšuje růst i výnosy plodin (Al-Wabel et al. 2018), jelikož přidávkou biocharu je zvýšena produktivita pěstované plodiny a tím pádem následně rostou i její výnosy (Rehman & Razzaq 2017).

Příjem fosforu je nejvyšší u variant 3., 5. a 6., jelikož je v půdě nedostatek dostupného fosforu a přidávek biocharů (varianty 5. a 6.) i TSP (varianta 3.) tento nedostatek eliminuje, to bylo potvrzeno i ve studii, kde nízkoteplotní biochar vyrobený z hnoje zlepšuje dostupnost P z půdy pro rostliny. Větší podpora příjmu P rostlinami byla potvrzena právě u kyselých půd, které jsou P-deficientní (Tesfaye et al. 2021). Lze tedy spekulovat že i vysokoteplotní biochar (varianta 6.) a TSP (varianta 3.) fosfor pro rostliny zpřístupní. Schopnost zvyšování příjmu P rostlinou díky působení mykorhizy, zadržování vody a fosforu v půdě byla potvrzena i u dalších druhů biocharu, například z kuřecího hnoje a pšeničných plev (Madiba et al. 2016). Nedostatek fosforu u varianty 1. a 2. způsoboval na pohled patrně menší odnožování a nízkou hmotnost semen, nejspíše protože snižoval rychlost přechodu do generativní fáze, jelikož je součástí fyтину, který je zásobní látkou semen. Fytin (vápenato-hořečnatá sůl kyseliny fytové) se totiž nachází v částech semen známých jako: klíček a aleuronová vrstva (Svoboda et al. 2014) a v podobě kyseliny fytové se fosfor dostává do těl drůbeže ze semen, která jako složku své výživy konzumují. Samotný fytin pak vzniká při navázáním kationtů minerálů na kyselinu fytovou (Angel et al. 2002). Fakt, že fosfor urychluje přechod rostlin do generativní fáze je potvrzen ve studii, kde je rovněž vysvětleno, že má fosfor antagonistický účinek vůči dusíku, což způsobuje také zkrácení vegetační doby (Camen et al. 2012), což je patrně také faktor způsobující následný menší výnos variant 1. a 2. a dále to mohlo také způsobit získávání fosforu rostlinou na úkor růstu nadzemní biomasy. Bylo to prokázáno i při výzkumu, kde byl při přidávku P rostlinám zaznamenán pokles hmotnosti listů připadající na nadzemní biomasu (Plénet et al. 2000). I pH hrálo roli v menší přístupnosti fosforu, ten je totiž nejméně přístupný právě v kyselých půdách a to je přesně případ našeho pokusu, kde je půda kyselá a s nedostatkem fosforu (Taisheva et al. 2022), proto je příjem P menší u variant 1. a 2.. Pro porovnání je přidáním obou biocharů z masokostní moučky příjem P naopak zvýšen, jelikož

obsahují dostatek přístupné formy fosforu, který rostlina může přijmout a také pravděpodobně zvyšují zásaditost původně kyselé půdy. Tato problematika pH vztahující se k účinnosti hnojení fosforem byla porovnána i u pšenice, kde nejlepšího výsledku bylo dosaženo u půd neutrálních, dále kyselých a nejhůře dopadly zásadité půdy (Marschner et al. 2005). V případě TSP (varianta 3.) bylo dodáno do půdy velké množství fosforu pro rostliny v dobře přístupné formě společně s N a K, takže měla rostlina dostatek všech živin a proto si tato varianta vedla nejlépe. Velké množství fosforu pravděpodobně startuje jeho odběr, takže je samotný odběr limitován nedostatkem dostupného fosforu v půdě. Tuto domněnku lze částečně potvrdit i výrokem ze studie, kde bylo řečeno, že lepší příjem P je významně závislý na dostupnosti P v půdě (Salih et al. 1989). Přístupnost P u varianty hnojené RP (4.) je nižší než u TSP (3.), protože se jedná o nerozpustné hnojivo. Studie Vassilev et al. (2001) se dotýká tématu pomalé rozpustnosti přírodních fosfátových hornin a tvrdí, že jejich aplikace bez předchozí úpravy nemusí být vždy ihned účinná. Samotná rozpustnost může být ovlivněna různými půdně-klimatickými podmínkami.

Velmi dobrý příjem N byl zaznamenán u variant 3., 4., 5. a 6., což je pravděpodobně způsobeno tím, že přidáním hnojiva (biocharu nebo TSP či RP společně s NH_4NO_3 a KCl) dodáme limitující prvek P, případně i K. Takže je rostlina pak schopná přijmout více N. Lze to potvrdit i ve výzkumu, kde bylo zjištěno, že přidáním biocharu jsou urychleny procesy koloběhu dusíku a zvyšuje se dostupnost N v půdě i jeho příjem rostlinami (Zhang et al. 2021). Stejný trend potvrdil i pokus od Uzoma et al. (2011) s biocharem z kravského hnoje připraveným při 500 °C, který byl přidán ke kukuřici. Výnos kukuřice i příjem N se zvyšoval společně s dávkou tohoto biocharu. U varianty 4. byl růst nadzemní hmoty pravděpodobně brzděn limitujícím množstvím přístupného P získaného z půdy, ale dopadla také dobře v porovnání se variantou 1. a 2., protože přidavek NH_4NO_3 zvyšoval výnos.

Varianta 5. a 6. si s odběrem draslíku poradila nejlépe, jelikož byl v půdě dostatek fosforu v přijatelné formě, což nám potvrdil jeho odběr, ale zároveň byl podpořen příjem K^+ . Je známé, že fosfor rostliny přijímají z půdy v podobě dihydrogenfosforečnanu, hydrogenfosforečnanu a fosforečnanu, nejvíce přístupná forma je dihydrogenfosforečnan a nejméně je dostupný fosforečnan (Yadav & Verma 2012). U pokusu s kukuřicí v jiné studii obsahovaly její výhony nejvíce K při hnojení biocharem připraveným při 500 °C. Přidáním biocharu se totiž uvolnily kationty draslíku pro rostliny přístupné (Naeem et al. 2016). Odběr draslíku je pravděpodobně limitován fosforem či samotnou dostupností K, z toho vyplývá, že po přidání biocharu z masokostní moučky, který obsahuje dostatek P i K zvýšíme příjem K. U aplikace biocharu vyrobeného z bambusu při teplotě pyrolýzy 450 °C bylo zjištěno, že takto může být zvýšen příjem K pěstovanou plodinou i dostupnost K v půdě (Wang et al. 2018a). Větší zásaditost půdy způsobená aplikací biocharu zpřístupní rostlinám P a K (Liao & Thomas 2019). Varianty 1. a 2. mají nejnižší příjem K, protože se neuvolnily přijatelné kationty K díky přidávku biocharu a varianty 3. a 4. měly o něco nižší odběr K než-li varianty 5. a 6.. Pravděpodobně je tomu tak, jelikož varianty 5. a 6. dodaly rostlinám ještě více fosforu v dobře přijatelné formě, proto nebyl tolik upřednostněn příjem K^+ a u variant 3. a 4. nebyla půda dostatečně zásaditá.

7 Závěr

- Biochar z masokostní moučky by šlo využít v ekologickém zemědělství místo běžných organických hnojiv, kterých je nedostatek, jelikož se svou účinností může rovnat minerálním hnojivům a je to recyklovaný materiál, který má řadu půdně-zlepšujících schopností.
- Běžně dostupná minerální hnojiva mohou být nahrazena biocharem z masokostní moučky. Konkrétně se trojitý superfosfát choval v pokusu podobně jako nízkoteplotní biochar. Mletý fosfát se choval jako vysokoteplotní biochar.
- V literární rešerši byla vysvětlena pravidla pro využití masokostní moučky a biocharu z masokostní moučky v zemědělství. Také byla popsána legislativní omezení z hlediska hnojiv, které ekologický způsob hospodaření v současné době nařizuje.
- Bylo zjištěno, že pyrolýzní úpravou živočišného materiálu (masokostní moučky) docílíme mírného zakoncentrování kontaminantů, ale při optimalizaci výběru materiálu a reakčních podmínek, bychom mohli získat čistší materiál vhodný pro ekologické zemědělství. Rovněž by také záleželo na změnách legislativních ustanoveních pro využití biocharu z živočišného materiálu, které v současné době není možné.
- Biochar z masokostní moučky je díky vyšší hodnotě pH umožňující přístupnost fosforu pro rostliny prospěšnější, než by pravděpodobně byla nepyrolyzovaná masokostní moučka. Tento fakt by mohl v ekologickém zemědělství pomoci s navýšením výnosů.
- Výnos ječmene je možné zvýšit přidáním biocharu z masokostní moučky díky vysokému obsahu fosforu, který zajistí úspěšný přechod do generativní fáze a jsme takto schopni dosáhnout lepších výsledků než při využití minerálního hnojiva, jehož negativní vlastností je, že oproti biocharu z masokostní moučky obsahuje Cd.
- Pro výživu rostlin je z hlediska čistoty bezpečnější přídavek nízkoteplotního biocharu z masokostní moučky, jelikož se v něm koncentruje méně kontaminantů a zároveň zůstává více dusíku v materiálu.
- Z hlediska výnosu a odběru prvků rostlinou je rovněž lepší využití nízkoteplotního biocharu z masokostní moučky, jelikož v našem pokusu se jeho výsledky nejvíce podobaly trojitému superfosfátu.
- V rámci experimentu se podařilo získat vhodnou půdní doplňkovou látku pro ekologické zemědělství, jelikož splňovala mezní hodnoty pro kontaminanty v uvedené ve Vyhlášce č. 474/2000 Sb. a také Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1009.
- V dalším výzkumu by bylo vhodné se zaměřit na přístupnost kontaminantů rostlinám, konkrétně na Cr.

8 Literatura

- Ahmad M et al. 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere* **99**:19–33. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>.
- Al-Sayed HM, Ali AM, Mohamed MA, Ibrahim MF. 2022. Combined Effect of Prickly Pear Waste Biochar and Azolla on Soil Fertility, Growth, and Yield of Roselle (*Hibiscus sabdariffa* L.) Plants. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **22**:3541–3552. Springer International Publishing. Dostupné z <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00908-7>.
- Al-Wabel MI, Hussain Q, Usman ARA, Ahmad M, Abduljabbar A, Sallam AS, Ok YS. 2018. Impact of biochar properties on soil conditions and agricultural sustainability: A review. *Land Degradation and Development* **29**:2124–2161.
- Alkurdi SSA, Al-Juboori RA, Bundschuh J, Bowtell L, Marchuk A. 2021. Inorganic arsenic species removal from water using bone char: A detailed study on adsorption kinetic and isotherm models using error functions analysis. *Journal of Hazardous Materials* **405**:124112. Elsevier B.V. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124112>.
- Alkurdi SSA, Al-Juboori RA, Bundschuh J, Bowtell L, McKnight S. 2020. Effect of pyrolysis conditions on bone char characterization and its ability for arsenic and fluoride removal. *Environmental Pollution* **262**:114221. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114221>.
- Alkurdi SSA, Herath I, Bundschuh J, Al-Juboori RA, Vithanage M, Mohan D. 2019. Biochar versus bone char for a sustainable inorganic arsenic mitigation in water: What needs to be done in future research? *Environment International* **127**:52–69. Elsevier. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.012>.
- Aller MF. 2016. Biochar properties: Transport, fate, and impact. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **46**:1183–1296. Taylor & Francis. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2016.1212368>.
- Angel R, Tamim NM, Applegate TJ, Dhandu AS, Ellestad LE. 2002. Phytic acid chemistry: Influence on phytin-phosphorus availability and phytase efficacy. *Journal of Applied Poultry Research* **11**:471–480. Poultry Science Association Inc. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1093/japr/11.4.471>.
- Assefa S, Tadesse S. 2019. The Principal Role of Organic Fertilizer on Soil Properties and Agricultural Productivity-A Review. *Agricultural Research & Technology: Open Access Journal* **22**:556192. Dostupné z <http://juniperpublishers.com/artoaj/ARTOAJ.MS.ID.556192.php>.
- Ayoub AT. 1999. Fertilizers and the environment. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **55**:117–121.
- Azeem M et al. 2021. Effects of sheep bone biochar on soil quality, maize growth, and fractionation and phytoavailability of Cd and Zn in a mining-contaminated soil. *Chemosphere* **282**:131016.

- Bamido A. 2018. Design of A Fluidized Bed Reactor For Biomass Pyrolysis. University of Cincinnati. Dostupné z https://www.researchgate.net/publication/330335978_Design_of_A_Fluidized_Bed_Reactor_For_Biomass_Pyrolysis.
- Basu P. 2018. Biomass gasification, pyrolysis and torrefaction: practical design and theory, 3. vydání. Academic Press.
- Batey T. 2009. Soil compaction and soil management - A review. *Soil Use and Management* **25**:335–345.
- Batool S, Idrees M, Hussain Q, Kong J. 2017. Adsorption of copper (II) by using derived-farmyard and poultry manure biochars: Efficiency and mechanism. *Chemical Physics Letters* **689**:190–198. Elsevier B.V. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.cplett.2017.10.016>.
- Becerra-Pérez O, Georgopoulos S, Lanara M, Reynel-Ávila HE, Papadaki M, Bonilla-Petriciolet A, Mendoza-Castillo DI. 2021. Energy-Saving and Sustainable Separation of Bioalcohols by Adsorption on Bone Char. *Adsorption Science and Technology* **2021**:1–16.
- Bímová P, Pokluda R. 2009. Impact of organic fertilizers on total antioxidant capacity in head cabbage. *Horticultural Science* **36**:21–25.
- Błaszczuk E, Mielżyńska Švach D. 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons and PAH-related DNA adducts. *Journal of Applied Genetics* **58**:321–330.
- Bond W, Grundy AC. 2001. Non-chemical weed management in organic farming systems. *Weed Research* **41**:383–405.
- Bridgwater A V. 1999. Principles and practice of biomass fast pyrolysis processes for liquids. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **51**:3–22.
- Bridgwater A V., Meier D, Radlein D. 1999. An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic geochemistry* **30**:1479–1493.
- Buah WK, Cunliffe AM, Williams PT. 2007. Characterization of products from the pyrolysis of municipal solid waste. *Process Safety and Environmental Protection* **85**:450–457.
- Camen D, Şumălan R, Beinşan C, Viliga F, Bigyilan L, Yvin JC. 2012. Researches regarding the influence of fertilization on the main physiological indexes of cucumber. *Journal of Horticulture* **16**:73–77.
- Arbestain MC, Saggar S, Leifeld J. 2014. Environmental benefits and risks of biochar application to soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **191**:1–167.
- Chadwick D, Sommer S, Thorman R, Fangueiro D, Cardenas L, Amon B, Misselbrook T. 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* **166**:514–531. Elsevier B.V. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036>.
- Chen L, Kivelä J, Helenius J, Kangas A. 2011. Meat bone meal as fertiliser for barley and oat.

- Agricultural and Food Science **20**:235–244.
- Choy KKH, Ko DCK, Cheung CW, Porter JF, McKay G. 2004. Film and intraparticle mass transfer during the adsorption of metal ions onto bone char. *Journal of Colloid and Interface Science* **271**:284–295.
- Chung JB, Jeong BR. 2017. Relative Effectiveness of Bone Meal as a Phosphorus Fertilizer Compared with Fused Phosphate. *Korean Journal of Environmental Agriculture Korean* **36**:1–6.
- Cole EJ, Zandvakili OR, Xing B, Hashemi M, Barker A V., Herbert SJ. 2019. Effects of Hardwood Biochar on Soil Acidity, Nutrient Dynamics, and Sweet Corn Productivity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **50**:1732–1742. Taylor & Francis. Dostupné z <https://doi.org/10.1080/00103624.2019.1632343>.
- Cunha EG da, Guidinelle RB, Rangel OJP, Passos RR. 2021. Biochar and swine wastewater: Effects on soil fertility of different textures and corn nutrition. *Revista Ceres* **69**:586–596.
- Czekała W, Jezowska A, Chełkowski D. 2019. The use of biochar for the production of organic fertilizers. *Journal of Ecological Engineering* **20**:1–8.
- Czernik S, Bridgwater A V. 2004. Overview of applications of biomass fast pyrolysis oil. *Energy and Fuels* **18**:590–598.
- Dangour AD, Dodhia SK, Hayter A, Allen E, Lock K, Uauy R, Siedentopp U. 2010. Nutritional quality of ecological foods: A systematic review. *Deutsche Zeitschrift für Akupunktur* **53**:41–42.
- Daveri A, Malagodi M, Vagnini M. 2018. The Bone Black Pigment Identification by Noninvasive, in Situ Infrared Reflection Spectroscopy. *Journal of Analytical Methods in Chemistry* **2018**:1–8.
- De-shui T, Ji-yun J, Shao-wen H, Shu-tian L, Ping H. 2007. Effect of Long-Term Application of K Fertilizer and Wheat Straw to Soil on Crop Yield and Soil K Under Different Planting Systems. *Agricultural Sciences in China* **6**:200–207.
- De Cock L. 2005. Determinants of organic farming conversion. Strany 1–22 *The Future of Rural Europe in the Global Agri-Food System*. European Association of Agricultural Economists, Copenhagen.
- Dhanarajan A. 2017. Sustainable agriculture towards food security. *Strana Sustainable Agriculture towards Food Security*. Springer Nature, Singapore.
- Ding W, Dong X, Ime IM, Gao B, Ma LQ. 2014. Pyrolytic temperatures impact lead sorption mechanisms by bagasse biochars. *Chemosphere* **105**:68–74. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.042>.
- Ding Y, Liu Y, Liu S, Li Z, Tan X, Huang X, Zeng G, Zhou L, Zheng B. 2016. Biochar to improve soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **36**:1–18. *Agronomy for Sustainable Development*. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0372-z>.

- Du J, Zhang L, Liu T, Xiao R, Li R, Guo D, Qiu L, Yang X, Zhang Z. 2019. Thermal conversion of a promising phytoremediation plant (*Symphytum officinale* L.) into biochar: Dynamic of potentially toxic elements and environmental acceptability assessment of the biochar. *Bioresource Technology* **274**:73–82. Elsevier. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.077>.
- Dvorský J, Urban J. 2014. *Základy ekologického zemědělství*, 2. vydání. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.
- El-Naggar A, Lee SS, Rinklebe J, Farooq M, Song H, Sarmah AK, Zimmerman AR, Ahmad M, Shaheen SM, Ok YS. 2019. Biochar application to low fertility soils: A review of current status, and future prospects. *Geoderma* **337**:536–554. Elsevier. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.034>.
- Elliott AL, Davis JG, Waskom RM, Self JR, Christensen DK. 2002. Phosphorus Fertilizers for Organic Farming Systems. *Colorado State University Extension* **57**:7–9.
- Esetlilil BÇ, Çobanoğlu Ö, Tepecik M, Öztürk B, Anaç D. 2015. Yield, essential nutrients and essential oils of peppermint (*Mentha x piperita* L.) grown under organic farming conditions. *Jornal of Agricultural Faculty of Uludag University* **29**:29–36.
- EUR-Lex. 2006. Nařízení Komise (EU) č. 181/2006. Úřední věstník Evropské unie. Dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R0181&from=DE> (viděno duben 1, 2023).
- EUR-Lex. 2018. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2018/848. Úřední věstník Evropské unie. Dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/cs/TXT/?uri=CELEX%3A32018R0848> (viděno březen 27, 2022).
- EUR-Lex. 2019. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/1009. Úřední věstník Evropské unie. Dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1009&from=CS>.
- EUR-Lex. 2021. Prováděcí nařízení Komise (EU) 2021/1165. Úřední věstník Evropské unie. Dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:32021R1165&from=CS#d1e32-25-1> (viděno březen 27, 2022).
- Fahmy TYA, Fahmy Y, Mobarak F, El-Sakhawy M, Abou-Zeid RE. 2020. Biomass pyrolysis: past, present, and future. *Environment, Development and Sustainability* **22**:17–32.
- Field JL, Keske CMH, Birch GL, Defoort MW, Francesca Cotrufo M. 2013. Distributed biochar and bioenergy coproduction: A regionally specific case study of environmental benefits and economic impacts. *GCB Bioenergy* **5**:177–191.
- Frenkel O, Jaiswal AK, Elad Y, Lew B, Kammann C, Graber ER. 2017. The effect of biochar on plant diseases: what should we learn while designing biochar substrates? *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* **25**:105–113.
- Funke A, Tomasi Morgano M, Dahmen N, Leibold H. 2017. Experimental comparison of two bench scale units for fast and intermediate pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied*

- Pyrolysis **124**:504–514. Elsevier B.V. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2016.12.033>.
- Ghorbani M, Asadi H, Abrishamkesh S. 2019. Effects of rice husk biochar on selected soil properties and nitrate leaching in loamy sand and clay soil. *International Soil and Water Conservation Research* **7**:258–265. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.005>.
- Gomez A. 1998. The evaluation of compost quality. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry* **17**:310–314.
- Gruber S, Claupein W. 2009. Effect of tillage intensity on weed infestation in organic farming. *Soil and Tillage Research* **105**:104–111.
- Guedes RE, Luna AS, Torres AR. 2018. Operating parameters for bio-oil production in biomass pyrolysis: A review. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **129**:134–149. Elsevier. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2017.11.019>.
- Hajšlová J, Schulzová V. 2006. Porovnání produktů ekologického a konvenčního zemědělství: odborná studie VŠCHT. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha.
- Han H, Buss W, Zheng Y, Song P, Khalid Rafiq M, Liu P, Mašek O, Li X. 2022. Contaminants in biochar and suggested mitigation measures – a review. *Chemical Engineering Journal* **429**:132287.
- Hassan M, Liu Y, Naidu R, Parikh SJ, Du J, Qi F, Willett IR. 2020. Influences of feedstock sources and pyrolysis temperature on the properties of biochar and functionality as adsorbents: A meta-analysis. *Science of the Total Environment* **744**:140714. Elsevier B.V. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140714>.
- Heaney N, Mamman M, Tahir H, Al-Gharib A, Lin C. 2018. Effects of softwood biochar on the status of nitrogen species and elements of potential toxicity in soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **166**:383–389.
- Hermans J. 2013. Biochar benefits: An introduction to making biochar. *ReNew: Technology for a Sustainable Future* **124**:76–79.
- Hole DG, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice P V., Evans AD. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* **122**:113–130.
- Hrabalová A. 2020. Ročenka 2020 Ekologické zemědělství v České republice. Ministerstvo zemědělství, Praha.
- Huang L, Li X, Wang W, Yang L, Zhu Y. 2019. The Role of Zinc in Poultry Breeder and Hen Nutrition: an Update. *Biological Trace Element Research* **192**:308–318.
- Huang X, Cao JP, Shi P, Zhao XY, Feng XB, Zhao YP, Fan X, Wei XY, Takarada T. 2014. Influences of pyrolysis conditions in the production and chemical composition of the bio-oils from fast pyrolysis of sewage sludge. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **110**:353–362. Elsevier B.V. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2014.10.003>.
- Inyang M, Gao B, Pullammanappallil P, Ding W, Zimmerman AR. 2010. Biochar from

- anaerobically digested sugarcane bagasse. *Bioresource Technology* **101**:8868–8872. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.088>.
- Ippolito JA, Laird DA, Busscher WJ. 2012. Environmental Benefits of Biochar. *Journal of Environmental Quality* **41**:967–972.
- Ippolito JA, Stromberger ME, Lentz RD, Dungan RS. 2016. Hardwood biochar and manure co-application to a calcareous soil. *Chemosphere* **142**:84–91. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.039>.
- Işitan S, Ceylan S, Topcu Y, Hintz C, Tefft J, Chellappa T, Guo J, Goldfarb JL. 2016. Product quality optimization in an integrated biorefinery: Conversion of pistachio nutshell biomass to biofuels and activated biochars via pyrolysis. *Energy Conversion and Management* **127**:576–588.
- Jeng A, Haraldsen TK, Vagstad N, Grønlund A, Tveitnes S. 2004. Meat and bone meal as nitrogen fertilizer to cereals in Norway. *Agricultural and Food Science* **13**:268–275.
- Jiang S, Nguyen TAH, Rudolph V, Yang H, Zhang D, Ok YS, Huang L. 2017. Characterization of hard- and softwood biochars pyrolyzed at high temperature. *Environmental Geochemistry and Health* **39**:403–415. Springer Netherlands.
- Jongbloed AW, Lenis NP. 1998. Environmental Concerns about Animal Manure. *Journal of Animal Science* **76**:2641–2648.
- Kandel A, Dahal S, Mahatara S. 2021. A review on biochar as a potential soil fertility enhancer to agriculture. *Archives of Agriculture and Environmental Science* **6**:108–113.
- Karam DS, Nagabovanalli P, Sundara Rajoo K, Fauziah Ishak C, Abdu A, Rosli Z, Melissa Muharam F, Zulperi D. 2022. An overview on the preparation of rice husk biochar, factors affecting its properties, and its agriculture application. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences* **21**:149–159. King Saud University & Saudi Society of Agricultural Sciences. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2021.07.005>.
- Kazawadi D, Ntalikwa J, Kombe G. 2021. A Review of Intermediate Pyrolysis as a Technology of Biomass Conversion for Coproduction of Biooil and Adsorption Biochar. *Journal of Renewable Energy* **2021**:1–10.
- Kazi TG, Lashari AA, Ali J, Baig JA, Afridi HI. 2019. Volatilization of toxic elements from coal samples of Thar coal field, after burning at different temperature and their mobility from ash: Risk assessment. *Chemosphere* **217**:35–41. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.209>.
- Khalid S, Shahid M, Murtaza B, Bibi I, Natasha, Asif Naeem M, Niazi NK. 2020. A critical review of different factors governing the fate of pesticides in soil under biochar application. *Science of the Total Environment* **711**:134645. Elsevier B.V. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134645>.
- Kivelä J, Chen L, Muurinen S, Kivijärvi P, Hintikainen V, Helenius J. 2015. Effects of meat bone meal as fertilizer on yield and quality of sugar beet and carrot. *Agricultural and Food Science* **24**:68–83.

- Koppolu L, Agblevor FA, Clements LD. 2003. Pyrolysis as a technique for separating heavy metals from hyperaccumulators. Part II: Lab-scale pyrolysis of synthetic hyperaccumulator biomass. *Biomass and Bioenergy* **25**:651–663.
- Koron D, Lavrič L, Someus E. 2017. Comparison of animal bone biochar and plant based biochar in strawberry production. *Strany* 313–315 VIII International Symposium on Mineral Nutrition of Fruit Crops 1217.
- Košnář Z, Mercl F, Chane AD, Pierdonà L, Míchal P, Tlustoš P. 2021. Occurrence of synthetic polycyclic and nitro musk compounds in sewage sludge from municipal wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* **801**:149777.
- Kwapinska M, Horvat A, Liu Y, Leahy JJ. 2020. Pilot Scale Pyrolysis of Activated Sludge Waste from Milk Processing Factory. *Waste and Biomass Valorization* **11**:2887–2903. Springer Netherlands. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1007/s12649-019-00596-y>.
- Kwapinska M, Pisano I, Leahy JJ. 2023. Preliminary Assessment of Pyrolysis Biochar Derived from Milk/Dairy Processing Sludge as a Potential Component of Fertilizers. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering* **11**:2345–2353.
- Kwapinski W, Byrne CMP, Kryachko E, Wolfram P, Adley C, Leahy JJ, Novotny EH, Hayes MHB. 2010. Biochar from biomass and waste. *Waste and Biomass Valorization* **1**:177–189.
- Leinweber P, Hagemann P, Kebelmann L, Kebelmann K, Morshedizad M. 2019. Bone char as a novel phosphorus fertilizer. *Phosphorus Recovery and Recycling*:419–432.
- Liao W, Thomas SC. 2019. Biochar particle size and post-pyrolysis mechanical processing affect soil pH, water retention capacity, and plant performance. *Soil Systems* **3**:1–16.
- Liu E, Yan C, Mei X, He W, Bing SH, Ding L, Liu Q, Liu S, Fan T. 2010. Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. *Geoderma* **158**:173–180. Elsevier B.V. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.04.029>.
- Liu G, Niu Z, Van Niekerk D, Xue J, Zheng L. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from coal combustion: Emissions, analysis, and toxicology. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* **192**:1–28.
- Lundkvist A, Salomonsson L, Karlsson L, Gustavsson AMD. 2008. Effects of organic farming on weed flora composition in a long term perspective. *European Journal of Agronomy* **28**:570–578.
- Luo Z, Wang S, Liao Y, Zhou J, Gu Y, Cen K. 2004. Research on biomass fast pyrolysis for liquid fuel. *Biomass and Bioenergy* **26**:455–462.
- Mader P, Száková J, Mihalová D. 1998. Classical dry ashing of biological and agricultural materials. Part II. Losses of analytes due to their retention in an insoluble residue. *Analisis* **26**:121–129.
- Madiba OF, Solaiman ZM, Carson JK, Murphy D V. 2016. Biochar increases availability and uptake of phosphorus to wheat under leaching conditions. *Biology and Fertility of Soils*

- Man KY, Chow KL, Man YB, Mo WY, Wong MH. 2021. Use of biochar as feed supplements for animal farming. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **51**:187–217. Taylor & Francis. Dostupné z <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1721980>.
- Mar SS, Okazaki M. 2012. Investigation of Cd contents in several phosphate rocks used for the production of fertilizer. *Microchemical Journal* **104**:17–21. Elsevier B.V. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2012.03.020>.
- Marschner P, Solaiman Z, Rengel Z. 2005. Growth, phosphorus uptake, and rhizosphere microbial-community composition of a phosphorus-efficient wheat cultivar in soils differing in pH. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **168**:343–351.
- Mei H, Huang W, Wang Y, Xu T, Zhao L, Zhang D, Luo Y, Pan X. 2022. One stone two birds: Bone char as a cost-effective material for stabilizing multiple heavy metals in soil and promoting crop growth. *Science of the Total Environment* **840**:156163. Elsevier B.V. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156163>.
- Menclová K. 2022. Na podporu Ekologického zemědělství SZIF rozdělí přes 1,5 miliardy korun. Dostupné z <https://cmszp.cz/mze/2022/na-podporu-ekologickeho-zemedelstvi-szif-rozdeli-pres-15-miliardy-korun/> (viděno listopad 13, 2022).
- Mercl F, Košnář Z, Pierdonà L, Ulloa-Murillo LM, Száková J, Tlustoš P. 2020. Changes in availability of Ca, K, Mg, P and S in sewage sludge as affected by pyrolysis temperature. *Plant, Soil and Environment* **66**:143–148.
- Mercl F, Tejnecký V, Száková J, Tlustoš P. 2016. Nutrient dynamics in soil solution and wheat response after biomass ash amendments. *Agronomy Journal* **108**:2222–2234.
- Möller K. 2015. Assessment of alternative phosphorus fertilizers for organic farming: meat and bone meal. Improve factsheet:1–8. Copenhagen.
- Motasemi F, Afzal MT. 2013. A review on the microwave-assisted pyrolysis technique. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **28**:317–330. Elsevier. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.008>.
- Moussavi SP, Kadier A, Singh R, Ashoori R, Shirinkar M, Lu J, Zaidi NS, Sher F. 2022. Superior removal of humic acid from aqueous stream using novel calf bones charcoal nanoadsorbent in a reversible process. *Chemosphere* **301**:134673. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134673>.
- Muscănescu A. 2013. Organic Versus Conventional: Advantages and Disadvantages of Organic Farming **13**:253–256.
- MZe. 2020. Ekologické zemědělství (Zemědělství, eAGRI). Ministerstvo zemědělství, Praha. Dostupné z <https://eagri.cz/public/web/mze/zemedelstvi/ekologicke-zemedelstvi/> (viděno březen 13, 2022).
- MZe. 2022a. Zákony a nařízení. Ministerstvo zemědělství, Praha. Dostupné z <https://eagri.cz/public/web/mze/zemedelstvi/ekologicke-zemedelstvi/legislativa/zakony-a-narizeni/> (viděno březen 27, 2022).

- MZe. 2022b. Kontrolní organizace. Ministerstvo zemědělství, Praha. Dostupné z <https://eagri.cz/public/web/mze/zemedelstvi/ekologicke-zemedelstvi/kontrola/> (viděno únor 1, 2023).
- MZe. 2022c. Registrace do systému ekologického zemědělství. Ministerstvo zemědělství, Praha. Dostupné z <https://eagri.cz/public/web/mze/zemedelstvi/ekologicke-zemedelstvi/registrace/> (viděno únor 1, 2023).
- MZe. 2022d. Registrace osoby podnikající v ekologickém zemědělství. Chci se stát ekologickým zemědělcem/výrobcem biopotravin/obchodníkem s bioprodukty apod. Ministerstvo zemědělství, Praha. Dostupné z <https://eagri.cz/public/web/mze/zemedelstvi/zivotni-situace/registrace-osoby-podnikajici-v.html> (viděno únor 1, 2023).
- MZe. 2022e. Biopotraviny. Ministerstvo zemědělství, Praha. Dostupné z <https://eagri.cz/public/web/mze/potraviny/znacky-kvality-potravin/biopotraviny/> (viděno únor 1, 2023).
- MZe. 2022f. Dotace - Ekologické zemědělství. Ministerstvo zemědělství, Praha. Dostupné z <https://eagri.cz/public/web/mze/dotace/program-rozvoje-venkova-na-obdobi-2014/opatreni/m11-ekologicke-zemedelstvi-ez/?pos=10> (viděno únor 1, 2023).
- MZe. 2022g. Registr hnojiv. Ministerstvo zemědělství, Praha. Dostupné z <https://eagri.cz/public/web/mze/farmar/EPH/registr-hnojiv.html> (viděno březen 27, 2022).
- MZe. 2022h. Kostní moučka ke hnojení. Ministerstvo zemědělství, Praha. Dostupné z https://eagri.cz/public/app/rhpub/etikety/etiketa_47666.pdf?id=47666 (viděno březen 27, 2022).
- Naeem MA, Khalid M, Ahmad Z, Naveed M. 2016. Low Pyrolysis Temperature Biochar Improves Growth and Nutrient Availability of Maize on Typic Calcargid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **47**:41–51.
- Nuagah MB, Boakye P, Oduro-Kwarteng S, Sokama-Neuyam YA. 2020. Valorization of faecal and sewage sludge via pyrolysis for application as crop organic fertilizer. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **151**:104903. Elsevier B.V. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2020.104903>.
- Oleszczuk P, Joško I, Kuśmierz M. 2013. Biochar properties regarding to contaminants content and ecotoxicological assessment. *Journal of Hazardous Materials* **260**:375–382.
- Onay Ö, Beis SH, Koçkar ÖM. 2001. Fast pyrolysis of rape seed in a well-swept fixed-bed reactor. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **58–59**:995–1007.
- Pan X, Wang J, Zhang D. 2009. Sorption of cobalt to bone char: Kinetics, competitive sorption and mechanism. *Desalination* **249**:609–614. Elsevier B.V. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2009.01.027>.
- Patel S, Han J, Qiu W, Gao W. 2015. Synthesis and characterisation of mesoporous bone char obtained by pyrolysis of animal bones, for environmental application. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **3**:2368–2377. Elsevier B.V. Dostupné z

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2015.07.031>.

- Paz-Ferreiro J, Nieto A, Méndez A, Askeland MPJ, Gascó G. 2018. Biochar from biosolids pyrolysis: A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **15**:956.
- Peer V, Friedel P. 2022. Zplyňování – principy a reaktory. TZB-info. Dostupné z <https://vytapeni.tzb-info.cz/vytapime-pevnymi-palivy/13729-zplynovani-principy-a-reaktory> (viděno listopad 20, 2022).
- Peer V, Mikeska M, Kielar J, Němček O. 2019. Pyrolýzní biochar vs . torifikovaný materiál : vliv na půdní vlastnosti. Strany 1–8 *Energie z biomasy XIX*. Lednice.
- Peterson SC, Appell M, Jackson MA, Boateng AA. 2013. Comparing Corn Stover and Switchgrass Biochar: Characterization and Sorption Properties. *Journal of Agricultural Science* **5**:1–9.
- Piccola C Dela, Hesterberg D, Muraoka T, Novotny EH. 2021. Optimizing pyrolysis conditions for recycling pig bones into phosphate fertilizer. *Waste Management* **131**:249–257. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.06.012>.
- Plénet D, Etchebest S, Mollier A, Pellerin S. 2000. Growth analysis of maize field crops under phosphorus deficiency. II. Radiation-use efficiency, biomass accumulation and yield components. *Plant and Soil* **224**:259–272.
- Pohořelý M, Sedmihradská A, Trakal L, Jevič P. 2019. Biochar – výroba, vlastnosti, certifikace, použití. Strany 197–210 *Waste Forum*. Czech Environmental Management Center.
- Popa ME, Mitelut AC, Popa EE, Stan A, Popa VI. 2019. Organic foods contribution to nutritional quality and value. *Trends in Food Science and Technology* **84**:15–18. Elsevier. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.01.003>.
- Qin L, Wu Y, Hou Z, Jiang E. 2020. Influence of biomass components, temperature and pressure on the pyrolysis behavior and biochar properties of pine nut shells. *Bioresource Technology* **313**:123682. Elsevier. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123682>.
- Rafiq MK, Bachmann RT, Rafiq MT, Shang Z, Joseph S, Long RL. 2016. Influence of pyrolysis temperature on physico-chemical properties of corn stover (*zea mays* l.) biochar and feasibility for carbon capture and energy balance. *PLoS ONE* **11**:1–17.
- Ramanan S, Mkongo G, Zhang Q, Wen H, Mtalo F, Shen J. 2022. Assessing the environmental impact of bone char production by in-situ emission monitoring and life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* **367**:132974. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132974>.
- Rasul G, Thapa GB. 2004. Sustainability of ecological and conventional agricultural systems in Bangladesh: An assessment based on environmental, economic and social perspectives. *Agricultural Systems* **79**:327–351.
- Reddy BS. 2010. Organic Farming: Status, Issues and Prospects – A Review. *Agricultural Economics Research Review* **23**:343–358.

- Rehman HA, Razzaq R. 2017. Benefits of Biochar on the Agriculture and Environment - A Review. *Journal of Environmental Analytical Chemistry* **4**:1–3.
- Rezaee A, Rangkooy H, Jonidi-Jafari A, Khavanin A. 2013. Surface modification of bone char for removal of formaldehyde from air. *Applied Surface Science* **286**:235–239. Elsevier B.V. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsusc.2013.09.053>.
- Richter R, Hlušek J, Lošák T, Ryant P. 2002. Organická hnojiva a jejich postavení v zemědělské praxi. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno. Dostupné z http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/pdf/org_hnojiva_uroda02.pdf.
- Rigby D, Cáceres D. 2001. Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agricultural Systems* **68**:21–40.
- Rodriguez Ortiz L, Torres E, Zalazar D, Zhang H, Rodriguez R, Mazza G. 2020. Influence of pyrolysis temperature and bio-waste composition on biochar characteristics. *Renewable Energy* **155**:837–847.
- Rojas-Mayorga CK, Bonilla-Petriciolet A, Aguayo-Villarreal IA, Hernández-Montoya V, Moreno-Virgen MR, Tovar-Gómez R, Montes-Morán MA. 2013. Optimization of pyrolysis conditions and adsorption properties of bone char for fluoride removal from water. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **104**:10–18.
- Ronsse F, van Hecke S, Dickinson D, Prins W. 2013. Production and characterization of slow pyrolysis biochar: Influence of feedstock type and pyrolysis conditions. *GCB Bioenergy* **5**:104–115.
- Roy P, Dias G. 2017. Prospects for pyrolysis technologies in the bioenergy sector: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **77**:59–69. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.136>.
- Sakulkit P, Palamanit A, Dejchanchaiwong R, Reubroycharoen P. 2020. Characteristics of pyrolysis products from pyrolysis and co-pyrolysis of rubber wood and oil palm trunk biomass for biofuel and value-added applications. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **8**:104561. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104561>.
- Saletnik B, Bajcar M, Zaguła G, Czernicka M, Puchalski C. 2016. Impact of the biomass pyrolysis parameters on the quality of biocarbon obtained from rape straw, rye straw and willow chips. *ECONTECHMOD: An International Quarterly Journal on Economics of Technology and Modeling Processes* **5**:139–143. Dostupné z <http://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.baztech-4691f177-c028-406a-89d7-f3f8b2703323>.
- Salih HM, Yahya AI, Abdul-Rahem AM, Munam BH. 1989. Availability of phosphorus in a calcareous soil treated with rock phosphate or superphosphate as affected by phosphate-dissolving fungi. *Plant and Soil* **120**:181–185.
- Sánchez-Monedero MA, Roig A, Paredes C, Bernal MP. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology* **78**:301–308.

- Sawangjang B, Induvesa P, Wongrueng A, Pumas C, Wattanachira S, Rakruam P, Punyapalakul P, Takizawa S, Khan E. 2021. Evaluation of fluoride adsorption mechanism and capacity of different types of bone char. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **18**:6878.
- Schmidt H-P, Hagemann N, Draper K, Kammann C. 2019. The use of biochar in animal feeding. *PeerJ* **7**:e7373.
- Shahid MK, Kim JY, Shin G, Choi Y. 2020. Effect of pyrolysis conditions on characteristics and fluoride adsorptive performance of bone char derived from bone residue. *Journal of Water Process Engineering* **37**:101499. Elsevier. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101499>.
- Shen Z, Jin F, Wang F, McMillan O, Al-Tabbaa A. 2015. Sorption of lead by Salisbury biochar produced from British broadleaf hardwood. *Bioresource Technology* **193**:553–556. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.111>.
- Shennan C, Krupnik TJ, Baird G, Cohen H, Forbush K, Lovell RJ, Olimpi EM. 2017. Organic and Conventional Agriculture: A Useful Framing? *Annual Review of Environment and Resources* **42**:317–346.
- Sial TA, Lan Z, Wang L, Zhao Y, Zhang J, Kumbhar F, Memon M, Lashari MS, Shah AN. 2019. Effects of different biochars on wheat growth parameters, yield and soil fertility status in a silty clay loam soil. *Molecules* **24**:1798.
- Siebers N, Godlinski F, Leinweber P. 2012. The phosphorus fertilizer value of bone char for potatoes, wheat, and onions: First results. *Landbauforschung Volkenrode* **62**:59–64.
- Siebers N, Godlinski F, Leinweber P. 2014. Bone char as phosphorus fertilizer involved in cadmium immobilization in lettuce, wheat, and potato cropping. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **177**:75–83.
- Siebers N, Leinweber P. 2013. Bone Char: A Clean and Renewable Phosphorus Fertilizer with Cadmium Immobilization Capability. *Journal of Environmental Quality* **42**:405–411.
- Singh M. 2021. Organic farming for sustainable agriculture. *Indian Journal of Organic Farming* **1**:1–8.
- Singh S, Kumar V, Dhanjal DS, Datta S, Bhatia D, Dhiman J, Samuel J, Prasad R, Singh J. 2020. A sustainable paradigm of sewage sludge biochar: Valorization, opportunities, challenges and future prospects. *Journal of Cleaner Production* **269**:122259. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122259>.
- Sohi SP, Krull E, Lopez-Capel E, Bol R. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy* **105**:47–82.
- SriBala G, Carstensen HH, Van Geem KM, Marin GB. 2019. Measuring biomass fast pyrolysis kinetics: State of the art. *Strana Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*.
- Stamford NP, Santos PR dos, Moura AMMF de, Santos CE de R e S, Freitas ADS de. 2003. Biofertilizers with natural phosphate, sulphur and *Acidithiobacillus* in a soil with low

- available-P. *Scientia Agricola* **60**:767–773.
- Stockdale EA, Lampkin NH, Hovi M, Keatinge R, Lennartsson EKM, Macdonald DW, Padel S, Tattersall FH, Wolfe MS, Watson CA. 2001. Agronomic and environmental implications of organic farming systems. *Advances in Agronomy* **70**:261–327.
- Suresh Patidar HP. 2015. A Study of Perception of Farmers towards Organic Farming. *International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management* **4**:269–277. Dostupné z www.ijaiem.org.
- Svoboda Z, Mikulíková R, Běláková S, Benešová K. 2014. Changes in phosphorus content in barley grain and malt. *Kvasny Prumysl* **60**:282–284.
- Taisheva A, Mercl F, Slovákova A, Tlustoš P. 2022. Effects of chicken bone char amendments on barley growth. Praha.
- Tammeorg P, Simojoki A, Mäkelä P, Stoddard FL, Alakukku L, Helenius J. 2014. Short-term effects of biochar on soil properties and wheat yield formation with meat bone meal and inorganic fertiliser on a boreal loamy sand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **191**:108–116. Elsevier B.V. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.007>.
- Tao W, Fattah KP, Huchzermeier MP. 2016. Struvite recovery from anaerobically digested dairy manure: A review of application potential and hindrances. *Journal of Environmental Management* **169**:46–57. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.006>.
- Tesfaye F, Liu X, Zheng J, Cheng K, Bian R, Zhang X, Li L, Drosos M, Joseph S, Pan G. 2021. Could biochar amendment be a tool to improve soil availability and plant uptake of phosphorus? A meta-analysis of published experiments. *Environmental Science and Pollution Research* **28**:34108–34120.
- Thompson HM, Rayner GJ, Hill S, de Whalley HCS. 1957. The decolorization of sugar liquor by bone charcoal. *Journal of Applied Chemistry* **7**:49–63.
- Tinwala F, Mohanty P, Parmar S, Patel A, Pant KK. 2015. Intermediate pyrolysis of agro-industrial biomasses in bench-scale pyrolyser: Product yields and its characterization. *Bioresource Technology* **188**:258–264. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.006>.
- Tlustoš P, Mercl F, Košnář Z, Ertl Z. 2021. Zpracování čistírenských kalů metodou torefakce a pyrolýzy pro jejich bezpečné použití v zemědělství. *Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Praha*.
- Tomczyk A, Sokołowska Z, Boguta P. 2020. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* **19**:191–215. Springer Netherlands. Dostupné z <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>.
- Tripathi M, Sahu JN, Ganesan P. 2016. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **55**:467–481. Elsevier. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.122>.

- Turner RJ, Davies G, Moore H, Grundy AC, Mead A. 2007. Organic weed management: A review of the current UK farmer perspective. *Crop Protection* **26**:377–382.
- Urban J, Šarapatka B. 2009. *Ekologické zemědělství: učebnice pro školy i praxi, I. díl (Základy ekologického zemědělství, agroenvironmentální aspekty a pěstování rostlin)*. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Uzoma KC, Inoue M, Andry H, Fujimaki H, Zahoor A, Nishihara E. 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil Use and Management* **27**:205–212.
- Vakal S, Yanovska A, Vakal V, Artyukhov A, Shkola V, Yarova T, Dmitrikov V, Krmela J, Malovany M. 2020. Minimization of Soil Pollution as a Result of the Use of Encapsulated Mineral Fertilizers. *Journal of Ecological Engineering* **22**:221–230.
- Vassilev N, Vassileva M, Fenice M, Federici F. 2001. Immobilized cell technology applied in solubilization of insoluble inorganic (rock) phosphates and P plant acquisition. *Bioresource Technology* **79**:263–271.
- Vectormine. 2023. Biochar, Biogas, Bio Oil and Energy Production by Pyrolysis Reactor. Dostupné z <https://www.dreamstime.com/biochar-biogas-bio-oil-energy-production-conventional-microwave-pyrolysis-reactor-illustrated-scheme-process-image231540474> (viděno březen 9, 2023).
- von Liebig J. 1855. *Principles of agricultural chemistry: with special reference to the late researches made in England*. Strana Walton & Maberly. London.
- Wang C, Wang Y, Herath HMSK. 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in biochar – Their formation, occurrence and analysis: A review. *Organic Geochemistry* **114**:1–11. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2017.09.001>.
- Wang L, Xue C, Nie X, Liu Y, Chen F. 2018a. Effects of biochar application on soil potassium dynamics and crop uptake. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **181**:635–643.
- Wang M, Fu Y, Wang Y, Li Y, Shen J, Liu X, Wu J. 2021. Pathways and mechanisms by which biochar application reduces nitrogen and phosphorus runoff losses from a rice agroecosystem. *Science of the Total Environment* **797**:149193.
- Wang Y, Zhu Y, Zhang S, Wang Y. 2018b. What could promote farmers to replace chemical fertilizers with organic fertilizers? *Journal of Cleaner Production* **199**:882–890. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.222>.
- Weber K, Quicker P. 2018. Properties of biochar. *Fuel* **217**:240–261. Elsevier. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>.
- Winsley P. 2007. Biochar and bioenergy production for climate change mitigation. *New Zealand Science Review* **64**:5–10. Dostupné z http://www.biochar-international.org/images/NZSR64_1_Winsley.pdf.
- Winter CK, Davis SF. 2006. Organic foods. *Journal of Food Science* **71**:R117–R124.
- Woolf D, Amonette JE, Street-Perrott FA, Lehmann J, Joseph S. 2010. Sustainable biochar to

- mitigate global climate change. *Nature Communications* **1**:56. Nature Publishing Group.
- Xu S et al. 2021. Effect of biomass type and pyrolysis temperature on nitrogen in biochar, and the comparison with hydrochar. *Fuel* **291**:120128. Elsevier Ltd. Dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120128>.
- Yadav BK, Verma A. 2012. Phosphate Solubilization and Mobilization in Soil Through Microorganisms Under Arid Ecosystems. Strany 93–108 in Ali M, editor. *The Functioning of Ecosystems*. Intech, Rijeka.
- Yang SI, Wu MS, Wu CY. 2014a. Application of biomass fast pyrolysis part I: Pyrolysis characteristics and products. *Energy* **66**:162–171.
- Yang Y, Brammer JG, Mahmood ASN, Hornung A. 2014b. Intermediate pyrolysis of biomass energy pellets for producing sustainable liquid, gaseous and solid fuels. *Bioresource Technology* **169**:794–799. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.044>.
- Ylivainio K, Uusitalo R, Turtola E. 2008. Meat bone meal and fox manure as P sources for ryegrass (*Lolium multiflorum*) grown on a limed soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **81**:267–278.
- Zákony pro lidi. 2000. Vyhláška č. 474/2000 Sb. AION CS. Dostupné z <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2000-474> (viděno duben 18, 2023).
- Zákony pro lidi. 2022. Zákon č. 242/2000 Sb. AION CS. Dostupné z <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2000-242> (viděno únor 1, 2023).
- Zelinkova Z, Wenzl T. 2015. The Occurrence of 16 EPA PAHs in Food – A Review. *Polycyclic Aromatic Compounds* **35**:248–284.
- Zhang L, Jing Y, Chen C, Xiang Y, Rezaei Rashti M, Li Y, Deng Q, Zhang R. 2021. Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta-analysis of field studies. *GCB Bioenergy* **13**:1859–1873.
- Zhang L, Xu C (Charles), Champagne P. 2010. Overview of recent advances in thermo-chemical conversion of biomass. *Energy Conversion and Management* **51**:969–982. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2009.11.038>.
- Zhao B, Xu X, Xu S, Chen X, Li H, Zeng F. 2017. Surface characteristics and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the bio-char produced by co-pyrolysis from municipal sewage sludge and hazelnut shell with zinc chloride. *Bioresource Technology* **243**:375–383. Elsevier Ltd. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.032>.
- Zhao L, Cao X, Mašek O, Zimmerman A. 2013. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials* **256–257**:1–9.
- Zhong W, Gu T, Wang W, Zhang B, Lin X, Huang Q, Shen W. 2010. The effects of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity. *Plant and Soil* **326**:511–522.

- Zimmer D, Panten K, Frank M, Springer A, Leinweber P. 2019. Sulfur-enriched bone char as alternative P fertilizer: Spectroscopic, wet chemical, and yield response evaluation. *Agriculture* **9**:21.
- Zuhara S, Mackey HR, Al-Ansari T, McKay G. 2022. A review of prospects and current scenarios of biomass co-pyrolysis for water treatment. *Biomass Conversion and Biorefinery*:1–30. Springer Berlin Heidelberg. Dostupné z <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03011-0>.
- Zwetsloot MJ, Lehmann J, Bauerle T, Vanek S, Hestrin R, Nigussie A. 2016. Phosphorus availability from bone char in a P-fixing soil influenced by root-mycorrhizae-biochar interactions. *Plant and Soil* **408**:95–105. *Plant and Soil*. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-016-2905-2>.

9 Seznamy

9.1 Seznam obrázků

Obrázek 1: Výroba biocharu z organického vstupního materiálu (Vectormine 2023)	26
Obrázek 2: Trubková pec Carbolite Gero Ltd., Hope, UK se zdrojem dusíku a systémem pro odběr těkavých plynů	37
Obrázek 3: Schéma aparatury pro pyrolýzu (Mercl et al. 2020)	37
Obrázek 4: Kuřecí masokostní moučka.....	37
Obrázek 5: Biochar z masokostní moučky Obrázek 6: Biochar z masokostní moučky.....	37
Obrázek 7: První den pokusu s ječmenem	39
Obrázek 8: Rostliny ječmene před sklizní Obrázek 9: Klasy před sklizní.....	40
Obrázek 10: Ječmen 55. den po výsevu	44
Obrázek 11: Ječmen 69. den po výsevu	45

9.2 Seznam grafů

Graf 1: Vývoj celkové výměry a počtu farem v EZ a podílu na celkovém ZPF (1990-2020) (Hrabalová 2020).....	10
Graf 2: Obsah draslíku (g/kg) v masokostní moučce a biocharu z masokostní moučky připraveném pyrolýzou.....	42
Graf 3: Obsah fosforu (g/kg) v masokostní moučce a biocharu z masokostní moučky připraveném pyrolýzou.....	43
Graf 4: Obsah dusíku (g/kg) v masokostní moučce a biocharu z masokostní moučky připraveném pyrolýzou.....	43
Graf 5: Celkový výnos suché biomasy ječmene (g).....	46
Graf 6: Odběr fosforu rostlinou (mg/nádoba) rozdělený mezi zrno a stonek s listy	47
Graf 7: Odběr dusíku rostlinou (mg/nádoba) rozdělený mezi zrno a stonek s listy	48
Graf 8: Odběr draslíku rostlinou (mg/nádoba) rozdělený mezi zrno a stonek s listy.....	49

9.3 Seznam tabulek

Tabulka 1: Vývoj počtu registrovaných výrobců biopotravin (2010-2020) (Hrabalová 2020)	13
Tabulka 2: Mezní hodnoty pro kontaminující látky v organické pomocné půdní látce (EUR-Lex 2019).....	34
Tabulka 3: Vlastnosti a složení masokostní moučky a biocharu z masokostní moučky.....	42
Tabulka 4: Obsah rizikových prvků (mg/kg) v masokostní moučce a biocharu z masokostní moučky	44

9.4 Seznam použitých zkratek a symbolů

CB – masokostní moučka

BC-500 – nízkoteplotní biochar, biochar z masokostní moučky vyrobený za teploty 500 °C, nízkoteplotní uhlí z masokostní moučky, uhlí z masokostní moučky vyrobené za teploty 500 °C

BC-800 – vysokoteplotní biochar, biochar z masokostní moučky vyrobený za teploty 800 °C, vysokoteplotní uhlí z masokostní moučky, uhlí z masokostní moučky vyrobené za teploty 800 °C

TSP – trojitý superfosfát

RP – mletý (přírodní) fosfát

EZ – ekologické zemědělství

As – arsen

P – fosfor

N – dusík

K – draslík

S – síra

Cd – kadmium

Cr – chrom

Mo – molybden

Cu – měď

Ni – nikl

Pb – olovo

Zn – zinek

∑16 PAU – 16 vybraných polycyklických aromatických uhlovodíků vybraných US EPA

NH₄NO₃ – dusičnan amonný

KCl – chlorid draselný

9.5 Seznam samostatných příloh

Příloha 1: Rostliny před jednocením

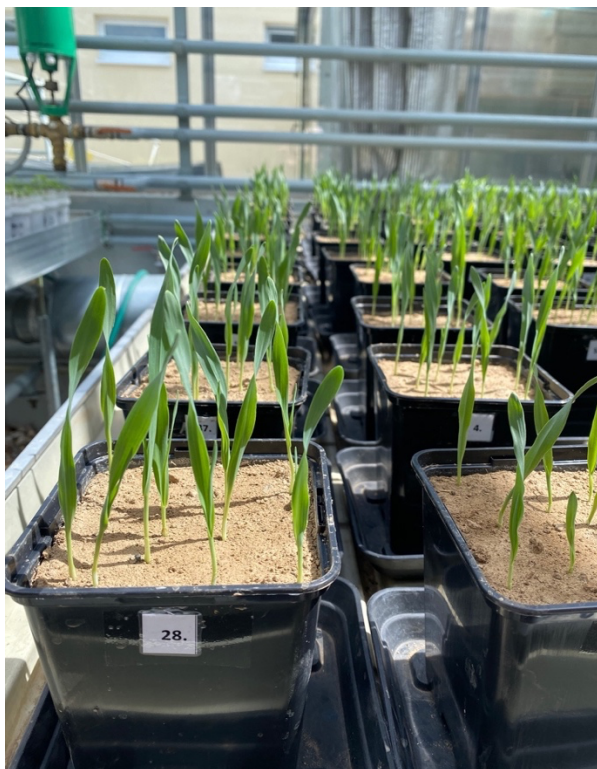
Příloha 2: Rostliny po jednocení o týden později..I

Příloha 3: Omezení poléhání ječmene

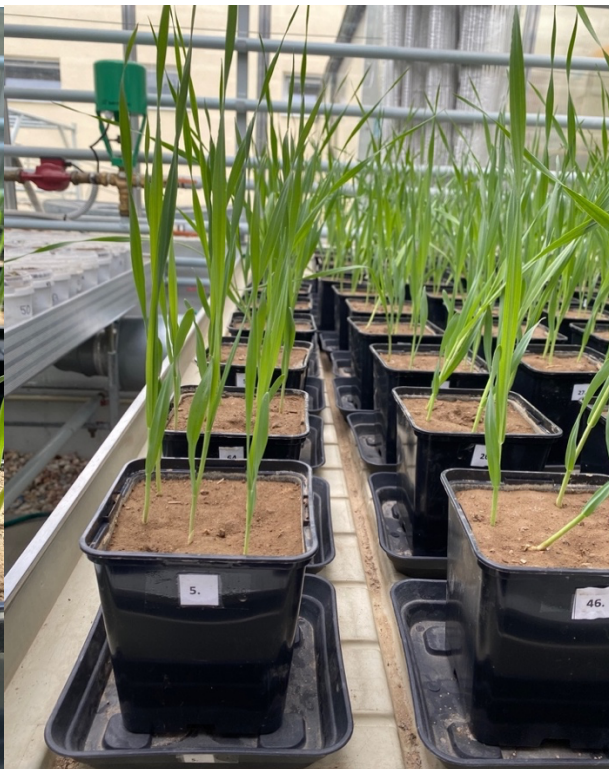
Příloha 4: Růst klasu ječmeneI

Příloha 5: Odumírání starých listů..... II

10 Samostatné přílohy



Přiloha 1: Rostliny před jednocením



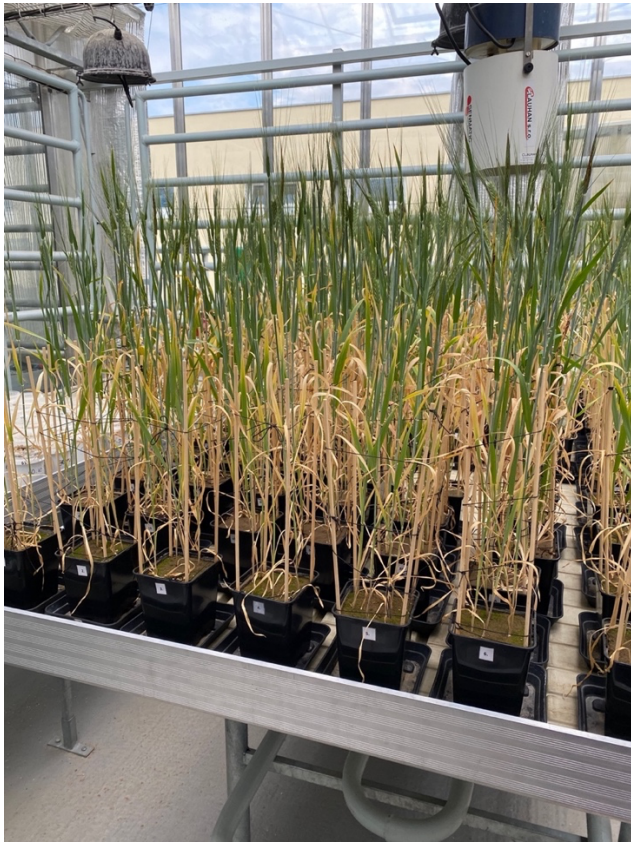
Přiloha 2: Rostliny po jednocení o týden později



Přiloha 3: Omezení poléhání ječmene



Přiloha 4: Růst klasu ječmene



Příloha 5: Odumírání starých listů