

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Fakulta agrobiologie,  
potravinových a přírodních zdrojů**

**Změny obsahu fosforu v půdě a jeho bilance  
v monokultuře kukuřice hnojené minerálními hnojivy**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Alžběta Veberová  
Obor studia: Výživa a ochrana rostlin**

**Vedoucí práce: doc. Ing. Martin Kulhánek, Ph.D.**

© 2024 ČZU v Praze

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Změny obsahu fosforu v půdě a jeho bilance v monokultuře kukuřice hnojené minerálními hnojivy" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové 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 diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne \_\_\_\_\_

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala především panu doc. Ing. Martinovi Kulhánkovi, Ph.D. za vedení mé diplomové práce, za jeho čas, trpělivost, ochotu, nejlepší přístup, cenné rady, připomínky a komentáře. Také děkuji své rodině, přátelům a kolegům za motivaci a podporu při studiu.

# Změny obsahu fosforu v půdě a jeho bilance v monokultuře kukuřice hnojené minerálními hnojivy

## Souhrn

Fosfor je hned za dusíkem považován za druhou nejdůležitější živinu. Využitelnost fosforu rostlinami je však velmi nízká (pouhých 10–30 % z aplikovaného minerálního hnojiva). Proto je při hnojení fosforem nezbytné zvolit takový přístup, který zaručí jeho optimální obsah v půdě pro stabilní a adekvátní výnosy plodin. Tento přístup by měl respektovat agronomická doporučení a legislativu týkající se ochrany životního prostředí.

V rámci této diplomové práce jsou hodnoceny různé systémy hnojení kukuřice pěstované v monokultuře po dobu 24 let (1996–2019) na stanovišti Červený Újezd. Cílem bylo zhodnotit vývoj výnosů a odběrů fosforu rostlinami kukuřice, charakterizovat změny obsahu různých forem fosforu, a za pomoci bilance a sorpčních ukazatelů vybrat nejvhodnější variantu hnojení a případně odhadnout riziko vyplavování. Varianty hnojené minerálními hnojivy (síran amonný, dusičnan amonný s močovinou (DAM390), DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg) byly porovnávány s nehnojenou kontrolou.

Výnos i odběr fosforu rostlinami kukuřice v průběhu pokusu rostly v pořadí nehnojená kontrola < síran amonný < DAM390 < DAM390 + P + Mg < DAM390 + P + K. Během pokusu došlo na každé z variant k postupnému snížení výnosů. Jako nejperspektivnější varianta se především díky udržitelnosti výnosu a agronomické účinnosti jevila varianta hnojená DAM390 + P + K, protože draslík spolu s dusíkem představovaly jednu z výnosově limitujících živin.

Bilance fosforu u variant hnojených pouze minerálními dusíkatými hnojivy (-548 kg/ha/24 let) byla zápornější oproti nehnojené kontrole (-416 kg/ha/24 let). To vedlo k čerpání fosforu z půdních zásob a zvýšilo se tak riziko budoucího nedostatku fosforu. Pozitivní a zároveň stabilní bilanci měly varianty hnojené fosforečnými hnojivy (+126 kg/ha/24 let), což naopak vedlo k vytvoření zásoby fosforu v půdě.

U nehnojené kontroly i variant hnojených dusíkatými minerálními hnojivy došlo při porovnání začátku (1996) a konce (2019) sledovaného období k nárůstu sorpčního indexu fosforu a zároveň snížení stupně nasycení půdy fosforem. Nejvyšší sorpční index byl zaznamenán na variantách hnojených minerálními dusíkatými hnojivy (zejména síran amonný). Nižší sorpční index pak měly varianty hnojené fosforem, včetně nehnojené kontroly. Z toho důvodu lze předpokládat, že hnojení pouze minerálními dusíkatými hnojivy vedlo k výraznému snížení okamžitě přístupných i stabilnějších forem fosforu v půdě a mělo negativní dopad na sorpční charakteristiky fosforu a jeho celkovou udržitelnost. Kvůli vyšším výnosům i příjmu fosforu rostlinami kukuřice byl vliv systému hnojení dusíkatými minerálními hnojivy negativnější v porovnání s nehnojenou kontrolou, a i když fosfor nebyl limitující pro růst rostlin, lze předpokládat, že jeho nedostatek v blízké budoucnosti přímo ovlivní výnos kukuřice, zejména u variant hnojených síranem amonným a DAM390.

**Klíčová slova:** Kukuřice; Monokultura; Sorpce fosforu; Organický a minerální fosfor; Odběr P rostlinami



# Changes of bioavailable phosphorus in soil and its balance at long term maize monoculture fertilized using mineral fertilizers

## Summary

Phosphorus is considered the second most important nutrient after nitrogen. However, the utilization of phosphorus by plants is very low (only 10–30% of the applied mineral fertilizer). Therefore, it is essential to choose an approach to phosphorus fertilization that guarantees an optimal content for stable and adequate crop yields. This approach should respect agronomic recommendations and environmental legislation.

In this thesis are evaluated different fertilization systems based on an experiment of maize monoculture conducted at Červený Újezd site in 1996–2019. The aim was to evaluate the development of yields and phosphorus uptake by maize plants, to characterize the changes in the content of different forms of phosphorus and to select the most suitable fertilization option using balance and sorption indices and try to estimate the risk of leaching. The variants fertilized with mineral fertilizers (ammonium sulfate, urea ammonium nitrate (UAN), UAN+PK and UAN+PMg) were compared with the unfertilized control.

The yield and phosphorus uptake by maize plants increased in the following order during the experiment unfertilized control < ammonium sulfate < UAN < UAN+PMg < UAN+PK. There was a gradual decrease in yield on each of the treatments during the experiment. The variant fertilized with UAN+PK appeared to be the most promising, mainly due to its yield sustainability and agronomic efficiency, because potassium and nitrogen represented one of the yield-limiting nutrients.

The phosphorus balance of the variants fertilized with mineral nitrogen fertilizer (-548 kg/ha/24 years) lower as compared to the unfertilized control (-416 kg/ha/24 years). This led to a drawdown of phosphorus from older soil reserves and increased the risk of future phosphorus deficiency. Phosphorus fertilized variants had a positive and stable balance (+126 kg/ha/24 years), which build up the phosphorus reserves in the soil.

For both the unfertilized control and the variants fertilized with nitrogen mineral fertilizers, when comparing the beginning (1996) and the end (2019) of the study period, there was an increase in the phosphorus sorption index and, at the same time, a decrease in the degree of soil phosphorus saturation. The highest sorption index was recorded on the variants fertilized with mineral nitrogen fertilizers (mainly ammonium sulfate). The lower sorption index was found for the variants fertilized with phosphorus, including the unfertilized control. Therefore, it can be assumed that fertilization with mineral nitrogen fertilizers alone led to a significant reduction of both immediately available and more stable forms of phosphorus in the soil and had a negative impact on the sorption characteristics of phosphorus and its overall sustainability. Due to higher yields and phosphorus uptake by maize, the effect of the mineral nitrogen fertilizer system was lower compared to the unfertilized control. Although, phosphorus was not limiting factor of the plant growth, it can be expected to negatively affect maize yield soon, especially in the variants fertilized with ammonium sulfate and UAN.

**Keywords:** Maize; Monoculture; Phosphorus sorption; Organic and mineral phosphorus; Phosphorus uptake by plants

# Obsah

<b>1 Úvod</b> .....	<b>10</b>
<b>2 Vědecká hypotéza a cíle práce</b> .....	<b>11</b>
<b>3 Literární rešerše</b> .....	<b>12</b>
<b>3.1 Kukuřice setá (<i>Zea mays</i>)</b> .....	<b>12</b>
3.1.1 Hnojení kukuřice organickými hnojivy .....	13
3.1.2 Hnojení kukuřice minerálními hnojivy .....	13
<b>3.2 Fosfor</b> .....	<b>14</b>
3.2.1 Fosfor v půdě .....	15
3.2.1.1 Anorganický fosfor .....	16
3.2.1.2 Organický fosfor .....	17
3.2.2 Fosfor v rostlině .....	18
3.2.2.1 Příjem fosforu .....	19
3.2.2.2 Nedostatek fosforu .....	21
3.2.2.3 Nadbytek fosforu .....	22
3.2.3 Strategie hnojení fosforem .....	22
3.2.3.1 Běžné metody / principy hnojení fosforem .....	23
3.2.3.2 Cílené (precizní) hnojení .....	24
3.2.3.3 Využití odpadních materiálů .....	27
3.2.3.4 Biostimulanty .....	30
3.2.3.5 Biochar / biouhel .....	32
3.2.3.6 Šlechtění rostlin .....	34
<b>4 Metodika</b> .....	<b>38</b>
<b>4.1 Metodika</b> .....	<b>38</b>
4.1.1 Výnosové parametry a obsah fosforu v nadzemní biomase .....	39
4.1.2 Přibližná bilance fosforu .....	39
<b>4.2 Analýzy půdy</b> .....	<b>39</b>
4.2.1 Okamžitě dostupný fosfor stanovený demineralizovanou vodou .....	39
4.2.2 Obsah fosforu, železa a hliníku stanovený metodou Mehlich 3 .....	40
4.2.3 Reziduální fosfor stanovený lučavkou královskou.....	40
4.2.4 Stanovení organického a minerálního podílu fosforu .....	40
4.2.5 Sorpční charakteristiky fosforu.....	40
<b>5 Výsledky</b> .....	<b>41</b>
<b>5.1 Zhodnocení vývoje výnosů a odběrů fosforu rostlinami kukuřice</b> .....	<b>41</b>
5.1.1 Zhodnocení vývoje výnosů rostlin kukuřice .....	41

5.1.2	Zhodnocení odběrů fosforu rostlinami kukuřice .....	43
<b>5.2</b>	<b>Charakteristika změn obsahů různých forem fosforu v půdě .....</b>	<b>43</b>
5.2.1	Biologicky přístupné formy fosforu v půdě .....	43
5.2.2	Organický a minerální fosfor v půdě a reziduální obsah fosforu.....	46
<b>5.3</b>	<b>Bilance fosforu a sorpční ukazatele .....</b>	<b>47</b>
5.3.1	Bilance fosforu .....	47
5.3.2	Sorpční ukazatele .....	48
<b>6</b>	<b>Diskuze .....</b>	<b>51</b>
6.1	Vliv minerálního hnojení na výnos rostlin kukuřice .....	51
6.2	Hodnocení odběrů rostlin kukuřice .....	52
6.3	Hodnocení obsahů jednotlivých forem fosforu v půdě .....	53
6.4	Hodnocení bilance fosforu .....	55
6.5	Zhodnocení sorpčních ukazatelů .....	55
<b>7</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>57</b>
<b>8</b>	<b>Literatura.....</b>	<b>58</b>

# 1 Úvod

Kukuřice setá je hned po pšenici a ječmenu třetí nejpěstovanější zemědělskou komoditou v České republice. Z hlediska živin je kukuřice poměrně náročnou plodinou, ale díky mohutnému kořenovému systému je dokáže dobře osvojovat i z hlubších vrstev půdy. Produktivita a výnos kukuřice jsou významně ovlivňovány právě přístupnými živinami, zejména fosforem.

Fosfor je pro růst a vývoj rostlin nezbytná živina, především z hlediska fyziologických funkcí, protože se podílí na přeměnách energie a je nedílnou součástí mnoha buněčných struktur. Má důležitou roli v hned několika procesech, které zajišťují správné fungování buněk – fotosyntéza, dýchání, dělení buněk, tvorba DNA a RNA či přenos a ukládání energie. Nedostatek fosforu může vést k omezenému růstu rostlin a ve finále i nižším výnosům.

Hnojení fosforem se obvykle provádí prostřednictvím fosforečných hnojiv, kam lze zařadit minerální a organická hnojiva (hnůj, kompost). Většina minerálních fosforečných hnojiv používaných pro zemědělskou produkci pochází z neobnovitelných zdrojů (fosfátů).

Při hnojení fosforem, ale i draslíkem či hořčíkem, je nutné zvolit takový přístup, který zajistí optimální obsah živin pro stabilní a adekvátní výnosy, jež budou v souladu s agronomickými doporučeními a legislativou ohledně ochrany životního prostředí. Volba vhodného typu hnojiva záleží na konkrétních potřebách rostliny, vlastnostech půdy a ekonomické situaci.

Uvádí se, že více než 80 % aplikovaného fosforu podléhá různým fyzikálně-chemickým přeměnám a rostlina je pak schopna přijmout a využít pouze malou část z aplikovaného fosforu. Dlouhodobé hnojení minerálními fosforečnými hnojivy v rámci monokulturního pěstování vede k akumulaci „zbytkového“ fosforu, což může přispívat k okyselování půdy a v konečném důsledku vést ke snižování úrodnosti půdy a výnosnosti plodin.

Dostupnost a mobilitu fosforu pro rostliny ovlivňují i jiné faktory, kterými je například půdní struktura, pH, obsah organické hmoty či jílové minerály. V některých případech může docházet i ke ztrátám většího množství fosforu ze zemědělských půd, které mohou ohrozit kvalitu vody i fungování ekosystémů.

Vzhledem k tomu, že je fosfátová hornina neobnovitelným zdrojem, jejíž zásoby se stále tenčí a její vyčerpání je mnohdy odhadováno již za 100 let, tak je v rámci literární rešerše popsáno několik moderních, obnovitelných, ekonomicky udržitelných a k životnímu prostředí šetrných metod/zdrojů využití fosforu. Patří mezi ně například principy precizního zemědělství, aplikace čistírenských kalů, využití biologických preparátů (biostimulaty), biocharu či moderní šlechtitelské metody.

V této diplomové práci jsou v rámci praktické části hodnoceny různé systémy hnojení kukuřice pěstované v monokultuře formou dlouhodobého polního pokusu (1996–2019). Zaměřuji se především na zhodnocení výnosů a odběrů rostlin kukuřice, charakteristiku změn různých forem fosforu v půdě, včetně snadno dostupného, celkového minerálního i organického fosforu v závislosti na hnojení. Za pomoci bilance a sorpčních ukazatelů (sorpční index, stupeň nasycení půdy fosforem) je odhadnuto riziko vyplavování fosforu a na základě výše uvedených parametrů je vybrána taková varianta hnojení, která se jeví jako nejvhodnější.

## **2 Vědecká hypotéza a cíle práce**

### **Hypotézy**

V průběhu monokulturního pěstování kukuřice dojde k postupnému snížení výnosů, a to i na hnojených variantách.

Během pokusu dojde na nehnojené variantě k poklesu stupně nasycení půdy fosforem a zároveň nárůstu sorpčního indexu P.

Bilance fosforu u variant hnojených pouze dusíkem bude zápornější než u nehnojené kontroly.

### **Cíle práce**

Cílem práce bude zhodnotit vývoj výnosů a odběrů fosforu rostlinami kukuřice pěstované v monokultuře při různých systémech hnojení.

Charakterizovat změny obsahů různých forem fosforu v půdě v závislosti na hnojení.

Pomocí bilance P a sorpčních ukazatelů určit nejvhodnější variantu hnojení, popřípadě odhadnout riziko vyplavování P.

### 3 Literární rešerše

Fosfor (P) je nepostradatelnou živinou pro optimální růst a vývoj kukuřice. Nedostatek fosforu v raných růstových fázích má negativní vliv na kvalitu a výnos plodin (Daly et al. 2015). Příjem fosforu u obilovin, včetně kukuřice, z aplikovaného minerálního fosforečného hnojiva v roce aplikace činí méně než 20 %. Toto velmi nízké množství je zapříčiněno chemismem a procesem cyklení fosforu v půdě, kde se rozpustný fosfor v kyselých půdách váže na hliníkové (Al) a železité (Fe) oxidy/hydroxidy a za alkalických podmínek se váže na vápenaté (Ca) ionty (Gagnon et al. 2020).

Nepříznivý vliv má i nadměrná aplikace fosforu, kdy dochází ke zvyšování akumulace P a postupným ztrátám, což v konečném důsledku může vést až k eutrofizaci vod (Daly et al. 2015). Fosfor je spolu s dusíkem (N) významným problémem pro životní prostředí a v některých ohledech je právě fosfor považován za větší hrozbu pro životní prostředí než dusík. Fosfor je poměrně snadno absorbován půdními částicemi. S přibývajícím množstvím rostlinám přístupného fosforu v půdě, obsahuje i odtékající voda větší množství rozpuštěného fosforu, a pokud voda obsahuje i zvýšené koncentrace dusíku, může to mít za následek závažnou eutrofizaci vod.

Dusík je téměř vždy první limitující živinou při pěstování plodin a fosfor je hned druhou. Jakmile dojde ke zvýšení spotřeby N, současně narůstá i spotřeba P (Lal & Stewart 2016). Z uvedených důvodů je podle Figueira-Galán et al. (2023) nutné zkoumat a hledat udržitelnější přístupy používání fosforečných hnojiv, které pomohou snižovat nadbytečnou spotřebu minerálních hnojiv.

#### 3.1 Kukuřice setá (*Zea mays*)

Kukuřice setá (*Zea mays*) je jednoděložná a jednodomá rostlina, která je součástí čeledi lipnicovité (*Poaceae*). Původně pochází ze subtropů a tropů Jižní a Střední Ameriky. Pěstování kukuřice započala kultura Mayů, Aztéků a Inků již před 5 600 lety (Skládanka 2006).

Spolu s rýží a pšenicí je kukuřice jednou z nejpěstovanějších plodin ve světě. Oblibu si získala zejména z důvodu vysokých výnosů a snadné zpracovatelnosti. Je nezbytnou součástí krmných směsí pro hospodářská zvířata, protože představuje spolehlivý zdroj energie. V posledních letech se stále větší podíl produkce používá pro výrobu biopaliv (Bocianowski et al. 2016; Jaliya et al. 2008).

Na Evropský kontinent se kukuřice pravděpodobně rozšířila po Kolumbovských výpravách. První zmínky o pěstování kukuřice v Evropě (konkrétně ve Španělsku) se datují k rokům 1511–1530. Na přelomu 16. a 17. století se kukuřice objevuje i ve španělských kronikách pod názvem „maiz“ (Venclová 2021).

V České republice bylo v loňském roce (2023) oseto 73 703 ha kukuřice na zrno, což je oproti předloňskému roku (2022) o 6 473 ha méně. Naopak stoupající tendenci ukázala kukuřice na zeleno – v roce 2022 bylo oseto o 1 529 ha méně, než v roce 2023, kdy celková osevní plocha kukuřice na zeleno činila 213 596 ha. Kukuřice v loňském roce zaujímala necelých 12 % celkové výměry osevních ploch (ČSÚ 2024).

Kukuřice se vyznačuje vysokými nároky na teplo, proto je pro co nejlepší výnosy nejčastěji pěstována v teplejších oblastech. V chladnějších oblastech jsou ideální volbou spíše

kultivary s kratší vegetační dobou, silážní kukuřice a kukuřice na zelenou hmotu (Vaněk et al. 1998).

Kukuřice utváří poměrně mohutný a vláknitý kořenový systém, kdy jednotlivé kořeny mohou sahat až do hloubky 1,5–3 metru, většina kořenového systému se však soustředí v orniční vrstvě. Během druhé poloviny vegetace rostliny utvářejí vzdušné kořeny, díky kterým je kukuřice odolnější poléhání a zároveň napomáhají k efektivnějšímu využití vláhy (Skládanka 2006).

Pro kukuřici je zpočátku typický velice pomalý růst a nízký příjem živin. Odběr živin i obsah živin v rostlinách se významně liší v závislosti na půdně klimatických podmínkách, intenzitě hnojení a volbě pěstovaného hybridu (Vaněk et al. 1998).

### **3.1.1 Hnojení kukuřice organickými hnojivy**

K podzimnímu hnojení kukuřice jsou velmi často využívány organická hnojiva, která napomáhají efektivně zlepšovat stav půd, zvláště pak půd s nízkou úrodností. Obvyklá dávka chlívského hnoje je do 40 t na ha. Na jaře, před předseťovou úpravou, je z organických hnojiv doporučováno hnojení močůvkou, jejíž dávka se určuje dle obsahu dusíku a pohybuje se v rozmezí 40–70 t na ha. Během jara i podzimu je kukuřice nejvhodnější plodinou pro použití kejdy, která je vhodná i pro přihnojování v průběhu vegetačního období. Efektivnost využití živin z aplikace kejdy závisí na kvalitě kejdy, aplikačních a půdních podmínkách. Na jaře je účinnost kejdy vyšší a provádí se především na lehčích půdách (Vaněk et al. 1998). Z důvodu nízkého poměru C:N je kejda považována za rychlý a účinný zdroj živin a částečně pokrývá poměrně vysoké nároky kukuřice na dusíkaté hnojení (Pančíková 2020). Střední a těžší půdy je výhodnější hnojit kejdou v průběhu podzimu. Kejda skotu se ke kukuřici aplikuje v množství 60–80 t na ha, u kejdy prasat je dávka nižší, 50–60 t na ha a lze použít i kejdu drůbeže v dávce 20–25 t na ha (Vaněk et al. 1998).

### **3.1.2 Hnojení kukuřice minerálními hnojivy**

Z Tabulky 1 je patrné, že má kukuřice nejvyšší nároky na dusík. Celková dávka minerálních hnojiv pro pokrytí potřeby hnojení dusíkem závisí na výnosu a uskutečnění aplikace organického hnojení. Obvykle se pohybuje v rozmezí 80–200 kg N na ha. Nejdůležitější množství dusíku se aplikuje před setím, přičemž nejvyšší příjem rostlinou probíhá během intenzivního růstu (až po 8–10 týdnech). Za efektivnější se považují aplikace dusíkatých hnojiv v průběhu vegetace, které však často vedou k poškození porostů (popálení listů), a proto jsou hledány alternativní způsoby aplikace hnojiv v průběhu vegetace v podobě hnojení pod listy a na povrch půdy. Z důvodu hledisek ekologických i ekonomických je potřeba aplikovat dusíkatá hnojiva ve dvou termínech:

Pro základní hnojení před setím je vhodné použít hnojiva s amonným a amidickým dusíkem (nejčastěji močovina, síran amonný – v oblastech s nízkým spadem síry, nebo DAM a močovina). V sušších oblastech se prostřednictvím hnojiv dodává až 120 kg N na ha a na lehčích půdách, které jsou humidní je vhodná dávka do 70 kg na ha. Aplikovaný dusík by se měl odvíjet od obsahu  $N_{\min}$  v půdě.

Zda bude přihnojování v průběhu vegetace efektivní závisí na stanovištních podmínkách, kvalitě rozmetání a zapravení hnojiv. Přihnojování porostů probíhá při výšce rostlin mezi

20–40 cm, později je podíl sušiny vyšší. S vyšší výškou porostu narůstá i riziko poškození rostlin zapadnutím granulí hnojiva za paždí listů. Celková dávka dusíku se pro přihnojení porostů doporučuje kolem 20–40 kg N na ha, při použití moderních rozmetadel i 60–70 kg N na ha.

Hnojení fosforem a draslíkem se provádí s ohledem na výsledky rozborů půd (AZP). Z vyjmenovaných živin je kukuřice vysoce náročná na fosfor, který je nezbytný pro počáteční růst a vývoj. Z toho důvodu je fosfor často dodáván spolu s dusíkem v rámci základního hnojení před setím a účinně se jeví i tzv. aplikace pod patu při setí (nejčastěji Amofos, NP hnojiva). Na hnojení draslíkem reaguje kukuřice velmi dobře. Provádí se většinou během podzimu, a jako vhodné se jeví použití draselných solí (Vaněk et al. 2007; Richter 2005).

*Tabulka 1: Střední odběr živin kukuřicí v kg na tunu produktu (Vaněk et al. 2007)*

<b>Produkt</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>
<b>Zrno</b>	22–26	4,4–6,6	21–33	4,3–7,1	4,0–6,0
<b>Siláž a zelená hmota</b>	3,5–4,0	0,7–0,9	2,9–3,7	0,9–1,3	0,3–0,6

## 3.2 Fosfor

Fosfor má symbol P, latinsky se nazývá *Phosphorus* a jedná se o nekovový prvek z p–bloku a V. A skupiny periodické tabulky prvků, kam je řazen společně s dusíkem (N), arsenem (As), antimonem (Sb) a bismutem (Bi). Prvky z V. A skupiny se souhrnně označují jako pentely, pnikogeny či pniktogeny (Corbridge 2013).

Za objevitele fosforu je považován alchymista Henning Brand z německého Hamburku, který jej v roce 1669 získal při pokusech výroby kamene mudrců z moči. Zahříváním moči a následným zachycováním vypařujících se plynů získal látku, která svítila ve tmě a na vzduchu vzplanula. Název fosfor pochází z řeckého „phosphoros“ a v překladu znamená „nositel světla“ (Combridge 2013; Walsh 2020). Již během 18. století se P dostal do popředí zájmu vědců, kteří prokázali, že je fosfor součástí kostí, a též je nezbytnou složkou pro růst rostlin. V 19. století byla spuštěna výroba superfosfátů a fosforových zápalek (Brezak-Mazur & Stoińska 2013).

Podle Duras (2016) je nejvíce fosforové rudy koncentrováno v méně stabilních oblastech a přibližně 75 % zásob se momentálně nachází v Maroku. Z dalších celosvětových ložisek fosfátových hornin nelze opomenout například ložiska v USA, Číně, Jižní Africe a Jordánsku (Amundson 2015; Sorensen et al. 2015). Rezervy fosfátových hornin má pod kontrolou pouze málo zemí, a proto jsou vystaveny mezinárodnímu politickému vlivu. Maroko má v podstatě monopol na rezervách oblasti Západní Sahary. Čína dramaticky snižuje exporty, aby zajistila zásobování své vlastní země, USA mají údajně zásoby na méně než 30 let a mezi tím je tu Evropa, která je zcela závislá na dovozech (Cordell et al. 2009).



Dle Corbridge (2013) je známo více než 300 druhů různých fosfátových minerálů, avšak pouze minerály součástí skupiny apatitu se vyskytují v dostačujícím množství a koncentraci, pro výrobu komerčních produktů fosforu. To, že je apatit  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_6$  (F, OH), hlavním zdrojem fosforu popisuje i Mehmood et al. (2018), který dodává i informaci o jeho všudypřítomnosti v podzemních ekosystémech a podílení se na biochemických procesech v sedimentech půdy, kdy se rozpouští a uvolňuje P jako sekundární precipitát. Zdaleka nejhojnější z apatitových minerálů je fluorapatit (Lal & Stewart 2017).

Z hlediska rozlišování obnovitelných a neobnovitelných zdrojů, je fosfor „obnovitelný“ v biosféře, jelikož koloběh mezi mrtvými a živými organismy trvá v rámci dnů až let. Z toho důvodu jsou organické zdroje fosforu (zbytky plodin, potravinový odpad) považovány za „obnovitelné“. Naopak za „neobnovitelný zdroj“ je považována fosfátová hornina, kde koloběh mezi litosférou a hydrosférou trvá i několik milionů let (Cordell & White 2011).

### 3.2.1 Fosfor v půdě

Celkový obsah fosforu v půdách se pohybuje v rozmezí 0,01–0,15 % (Vaněk et al. 2007). Velmi podobné hodnoty publikoval i Richter (2007), který udává, že celkový obsah fosforu v půdách fluktuuje od 0,03 do 0,13 %. Podle Leinweber et al. (2002) je celkový obsah fosforu v půdách mírného pásma obvykle mezi 300 a 2 000 mg na kg, v závislosti na matečné hornině, půdním typu, využití půdy a aplikaci hnojiv.

Půdy, které obsahují vyšší procento organické hmoty mají i vyšší obsah fosforu. Naopak půdy typicky lehké s nižším zastoupením organické hmoty obsahují nízké množství fosforu. Sloučeniny kyseliny trihydrogenfosforečné ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), a v menší míře i kyseliny pyrofosforečné ( $\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ) tvoří základ pro různé formy fosforu v půdě, které jsou následně využívány jako potenciální zdroj pro výživu rostlin a mikroorganismů v půdě (Vaněk et al. 2007).

Dle Ivanič et al. (1984) je na Zemi odhadováno přibližně  $10^{19}$  tun fosforu, přičemž až  $10^{15}$  tun fosforu je obsaženo v zemské kůře, kde se průměrný obsah P udává kolem 0,12 %.

I když se může zdát, že je obsah fosforu v půdách poměrně vysoký, tak opak je pravdou. Ve většině půdách je biologicky využitelného fosforu jen minimum, protože se vyskytuje především ve formách pro rostliny nepřijatelných (váže se na minerální částice) nebo se koncentruje mimo rhizosféru. Pouze malé množství nehojených půd má schopnost uvolňovat fosfor dostatečně rychle pro ideální růst a vývoj rostlin (Schachtman et al. 1998; Yang et al. 2013). Pro zajištění optimální produktivity rostlin se stává aplikace fosforečných hnojiv nedílnou součástí procesu pěstování rostlin. Je však důležité počítat s tím, že využitelnost dodávaného fosforu je poměrně nízká – až 80 % fosforu se kvůli srážení, adsorpci či přeměně na jinou formu stane nedostupným (Holford 1997).

Fosfor se v půdě nachází jak ve formách organických, tak i anorganických. Z hlediska agronomického je primárním zdrojem minerál (fluor-, chlor- a hydroxyl-) **apatit** (Richter 2007). Fosfor se z apatitu uvolňuje sekundárně prostřednictvím biochemických procesů (zvětváváním) v sedimentech a půdě (Mehmood et al. 2018). V půdě se vyskytuje také fosforečnan železa (Fe) s příměsí manganu (Mn), který se v půdě nachází v mnohem menším množství. Tyto minerály se souhrnným názvem označují jako **tripity**. Za zmínku stojí i **wawelity**, což jsou vodnaté fosforečnany hliníku a fosforečnan železitý neboli **vivianit**, který se vyskytuje zejména v přemokřených půdách s nízkým obsahem kyslíku (Richter 2007).

Kromě výše uvedených minerálů je nutné neopomenout i jiné zdroje fosforu v půdě, mezi které lze zařadit například průmyslová hnojiva, zbytky z procesu čištění odpadních vod či zbytky z průmyslových činností. Tyto možnosti se s předcházející úpravou jeví jako efektivní cesta pro využití vzniklých odpadů (Werner 1997).

Fosfor se v přírodě vyskytuje především v nejvyšším oxidačním stupni, jako pětimocný a nejběžněji se jedná o aniont kyseliny ortofosforečné  $\text{PO}_4^{3-}$ . Zpravidla je půdní fosfor dělen na anorganický (minerální) a organický (Ivanič et al. 1984; Richter 2007).

### 3.2.1.1 Anorganický fosfor

Množství minerálního fosforu v půdě se poměrně často mění s ohledem k půdním podmínkám, které se týkají zejména druhu a typu půdy, hloubky půdy či aplikovaného fosforečného hnojení. Dle Richter (2007) tvoří více než 50 % celkového fosforu na zemědělských půdách v našem klimatickém pásu právě tento fosfor v minerálních vazbách. V publikaci od Čermák et al. (2018) autoři popisují, že je z celkového fosforu toho anorganického obsaženo v širokém rozmezí 25–98 %. Toto rozmezí by odpovídalo i článku od Landová et al. (2017), kteří uvádějí, že velkou a důležitou část celkového obsahu fosforu v půdě reprezentuje fosfor organický.

Velká část anorganického fosforu v půdě se nachází v nerozpustné podobě, tedy pro rostliny málo přístupné. Pro rostliny jsou přijatelné pouze vodorozpustné sloučeniny, kterých je v půdách jen malé množství – v řádu jednotek procent, konkrétně 1–8 % nebo také 0,8–8 mg fosforu na 1 kg vyschlé půdy. Lze sem zařadit například fosforečnany jednomocných kationtů, například: dihydrogenfosforečnan vápenatý (Ivanič et al. 1984; Richter 2007).

V předchozí kapitole 3.2.1 Fosfor v půdě jsou již zmíněny primární minerály (apatity), kterými jsou právě tyto minerální formy fosforu především tvořeny. Jedná se o vápenaté sloučeniny, které jsou kromě tří molekul  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  doprovázeny i molekulou chloridu, fluoridu nebo hydroxidu vápenatého (Vaněk et al. 2007). Během procesu zvětrávání těchto původních minerálů se v půdě vytvářejí sekundární fosforečnany.

Alkalické a neutrální půdy obsahují následující sloučeniny, které lze s klesající mírou rozpustnosti seřadit takto: hydrogenfosforečnan vápenatý, oktokalciumpfosfát, hydroxylapatit, karbonátapatit, fluorapatit. Za sorpci fosforu je v těchto půdách odpovědný zejména vápník.

Kyselé půdy mají obvykle vyšší rozpustnost a kvůli přítomnosti hliníku a železa v půdním roztoku, dochází k sorpci fosforu právě na tyto ionty, které spolu utvářejí stabilní krystalické minerály: variscit, strengit či barrandit (Richter 2007; Vaněk 2007). Půdní pH je nejdůležitějším faktorem z hlediska sorpce fosforu, určuje jeho dostupnost pro rostliny a ovlivňuje i jeho chování v půdě.

Z výše uvedeného vyplývá, že nejdůležitějšími sloučeninami, které primárně zajišťují výživu rostlin fosforem jsou vápenaté sloučeniny. Ty za optimálního pH a příznivých podmínek uvolňují fosfor do půdního roztoku, odkud je rostlinami postupně přijímán. Kvůli silné chemické sorpci v kyselých půdách jsou sloučeniny s hliníkem a železem velmi málo rozpustné, a tedy i pro rostliny přijatelné – obzvlášť pro sloučeniny s železem platí nejnižší míra přijatelnosti pro rostliny. Příklady rozpustností hlavních sloučenin P jsou v jednotkách ppm uvedeny v Tabulce 2 (Vaněk et al. 2007).

Pro pomalejší přeměnu fosforu na méně rozpustné sloučeniny doporučuje Richter (2007) více bobovitých rostlin v osevních postupech. Rostliny z čeledi bobovitých se vyznačují tím, že dokážou využít fosfor i z méně rozpustných vazeb, protože mají efektivnější kořenové exsudáty a lepší sorpční schopnost kořenů. Velmi důležitá je také pravidelná zaorávka organické hmoty do půdy, pomocí které lze zvýšit mikrobiální aktivitu v půdách a podpořit tak vratné reakce prostřednictvím CO<sub>2</sub>. Právě tyto organické látky pomáhají dostávat anorganický fosfor do méně pevných organických vazeb a v konečném důsledku dochází i k prodloužení humusového efektu (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> zůstává delší dobu v půdním roztoku).

Tabulka 2: Rozpustnost sloučenin P (v mg PII = ppm) (Vaněk et al. 2007)

sloučenina	Vzorec	ppm P
Dihydrogenfosforečnan vápenatý	Ca(H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	13 270
Hydrogenfosforečnan vápenatý	CaHPO <sub>4</sub>	14–31
Oktokalciumfosfát	Ca <sub>4</sub> H(PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> * 3 H <sub>2</sub> O	0,31
Fosforečnan vápenatý	Ca <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	0,03
Hydroxylapatit	3Ca <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> + Ca(OH) <sub>2</sub>	0,11
Variscit	Al(OH) <sub>2</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,003
Strengit	Fe(OH) <sub>2</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,000006

### 3.2.1.2 Organický fosfor

Organický fosfor je nepostradatelnou součástí půdní organické hmoty. Dle Vaněk et al. (2007) je podíl organicky vázaného fosforu v půdě v rozmezí 30–50 %. Ve článku od Landová et al. (2017) je uvedena hodnota až 80 %, kde i doplňuje, že takové množství organicky vázaného fosforu může být například v půdách pod travním porostem. Organický fosfor každopádně tvoří významnou část celkového obsahu fosforu v půdě, přičemž mezi různými typy půd existují i významné rozdíly v jeho podílu, který je mezi 10–80 % (Richter 2007). Obsah organického fosforu v půdě je ovlivňován celou řadou různých činitelů, například jde o srážky, průměrnou teplotu, odvodnění, pH půdy, kultivaci, obsah anorganického fosforu v matečné hornině nebo obsah síry v oblastech s nižšími atmosférickými spady (Dalai 1977).

Zejména půdy, které byly obohaceny organickými hnojivy, mají významný podíl z celkového obsahu fosforu v půdě vyplněn organickým fosforem. Často se stává, že sloučeniny organického fosforu v půdách interagují s minerálními částicemi a jsou sorbovány na půdní minerály. Výzkum ukázal, že formy organického fosforu vázané na oxidy železa a hliníku nebo na jílových minerálech jsou snadno dostupné pro rostliny (Amadou et al. 2022) a pocházejí z minerální složky, která vznikla imobilizací biologické sorpce mikroorganismy a rostlinami. Tyto formy jsou soustředěny především ve vrchních částech půdy, kde je i kumulováno větší množství organické hmoty (Ivanič et al. 1984).

Organický fosfor lze v půdě najít například jako fyтин, fosfolipidy, nukleové kyseliny, nukleoproteiny nebo jako fosforylované lipidy, které jsou v půdě obsaženy v rámci kořenové hmoty anebo se do půdy dostávají prostřednictvím opadu listů, strniště, vedlejších produktů (slámy, natě, chrástu) či jiných posklizňových zbytků a statkových hnojiv. Více než polovinu organicky vázaného fosforu představuje již zmíněný fyтин a soli od něho odvozené – fytáty. V

kyselém prostředí jsou hlavními zástupci fytyáty hliníku a železa, v půdách s alkalickou půdní reakcí se jedná o fytyát vápníku. Fytin je chemicky neaktivní sloučenina, která v půdě téměř necestuje a představuje potenciálně využitelný zdroj fosforu pro rostliny (Richter 2007). Fosfolipidy tvoří menší podíl půdního organického fosforu než nukleové kyseliny (Turner et al. 2005).

Organicky vázaný fosfor lze v jednoduše popsat jako sloučeninu, která kromě fosforu obsahuje i organickou část. V širším pojetí by měla zahrnovat i fosforečnany, které jsou spojené s organickou hmotou. Za biologicky významné sloučeniny jsou považovány například monoestery, inositolfosfáty, diestery a fosfonáty. Labilita a akumulace jednotlivých skupin se v prostředí značně liší, ale obecně lze konstatovat, že jsou za labilní a méně rozšířené považovány monoestery a diestery. Naopak méně labilní a s tendencí k akumulaci v prostředí jsou inositolfosfáty (George et al. 2017).

Velká část organického fosforu v půdě je stabilizována spojením s minerálními složkami. Záporně nabitě organické sloučeniny fosforu se vážou na hlinitokřemičitany a hydratované oxidy železa či hliníku prostřednictvím přemostujících kationtů (vápníku a železa). Velká část půdního organického fosforu je tedy obtížně extrahovatelná i v silných rozpouštědlech (Turner et al. 2005).

Fosfor je sám o sobě v půdě velmi málo pohyblivý a v půdním roztoku jeho obsah většinou nepřevyšuje hodnotu 1 ppm. V publikaci Vaněk et al. (2007) jsou popsány situace, kdy byl i po dlouhodobém hnojení průchod fosforu do nižších vrstev malý. Stejně závěry lze taktéž pozorovat u Landová et al. (2017) v rámci hnojení travních porostů, kde dochází k většímu posunu fosforu, což je zdůvodňováno větším množstvím organické hmoty, činností kořenů, drnovou vrstvou a v neposlední řadě i nižší hodnotou pH. Bylo pozorováno, že ani 30 mm srážkové vody po aplikaci hnojiva s fosforem nepohnulo. Proto lze závěrem konstatovat, že z důvodu absence kořenů ve svrchních vrstvách půdy nedává smysl ani povrchová aplikace fosforu, protože nedochází k lepší využitelnosti fosforu rostlinami (Vaněk et al. 2007).

### 3.2.2 Fosfor v rostlině

Fosfor je důležitý pro růst a vývoj rostlin a také je významnou součástí přenosu signálu a souvisejících buněčných procesů (Rui et al. 2023). Fosfor je jednou z nepostradatelných živin, která se podílí na stavebních procesech a stává se limitující živinou z hlediska kvality produktu a výnosu (Kunzová 2009). Podle Schachtman et al. (1998) rostliny nemohou růst, pokud mají nedostatečný přísun fosforu. Fosfor totiž tvoří přibližně 0,2 % suché hmotnosti rostliny, a proto je považován za velmi důležitý makrobiogenní prvek. Uplatňuje se při tvorbě generativních orgánů a hraje klíčovou roli při přenosu energie v rostlině (Cerozi & Fitzsimmons 2016). Ruttenberg (2003) ještě doplňuje, že se jedná o základní živinu, která je nepostradatelná pro všechny formy života, protože hraje nezastupitelnou roli v základních biochemických reakcích zahrnující i nukleotidy (DNA, RNA), již zmíněný přenos energie (ATP), dále je stavební složkou membrán, kterým zajišťuje strukturu (fosfolipidy) a kostí (biominerální hydroxyapatit). Fotosyntetizující organismy k budování pletiv využívají prostřednictvím sluneční energie především rozpuštěný fosfor, uhlík a jiné základní živiny. Dostupnost fosforu pro jednoduché organismy je tedy pro biologickou produktivitu naprosto stěžejní, protože právě tyto

jednoduché organismy tvoří základní vrstvu v potravinové pyramidě nejen suchozemských, ale i vodních ekosystémů.

Fosfor, který rostliny přijímají je poměrně rychle zabudováván do různých organických sloučenin a vzápětí je přesouván tam, kde je ho nejvíce potřeba. Přednostně je veden do mladých listů, následně je transportován do vegetačního vrcholu, a nakonec do květů a semen. V semeni se fosfor váže v podobě fytinu, který slouží i jako zásobní látka pro P a Mg (Vaněk et al. 2007). Z důvodu, že je fosfor ze všech částí rostliny transportován do semen až naposledy, dochází ke stavu, kdy je během reprodukční fáze přibližně 60–85 % fosforu v obilovinách alokováno do zrna, což má většinou za následek velký odběr fosforu z pole při sklizni (Han et al. 2022).

Mezi organické formy fosforu v rostlině lze zařadit například estery kyseliny fosforečné, fosforylované glycidy či fosforylované pyrimidinové sloučeniny. Organofosfáty, které mají zmíněnou esterickou vazbu jsou méně reaktivní, což má za následek, že je v nich fosfát stabilně vázaný. Mezi tyto formy patří například fosfolipidy, fytin, nukleoproteiny a nukleové kyseliny. Kromě organických forem existuje i anorganický fosfát, který je v rostlině velmi pohyblivý. Poměr mezi organickou a anorganickou formou fosforu v rostlině závisí na věku organismu a intenzitě příjmu (Ivanič et al. 1984).

Dle Balík et al. (2008) je fosfor mimo jiné součástí NADP či Calvinova cyklu. Nepostradatelnou součástí nukleových kyselin je právě kyselina fosforečná. Ke stabilizaci nukleových kyselin slouží hořčičnaté kationty, které jsou díky zápornému náboji (aciditě) fosforu v nukleových kyselinách přitahovány. Díky fosforu dochází k přenosu signálů na vnitrobuněčné i mezibuněčné úrovni. Tento přenos je uskutečňován prostřednictvím dvou posílů: inositol-1,4,5-trifosfát a diacylglycerol.

### 3.2.2.1 Příjem fosforu

Velmi zjednodušeně lze transport fosforu z půdy do rostliny a jejích nadzemních částí začít u procesu pohybu fosforu ke kořenům. Následně dochází k vedení z kořenů do xylému, tedy dřevní části a ve finále dochází k transportování fosforu vodivými systémy, ze kterých fosfor přechází do různých pletiv a samostatných listových buněk (Ivanič et al. 1984).

Nejdůležitějším předpokladem pro příjem fosforu je tvorba bohatého kořenového systému. Kořeny rostlin přijímají fosfor buď jako  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  nebo  $\text{HPO}_4^{2-}$ , což jsou anionty kyseliny trihydrogenfosforečné. Protože se koncentrace těchto aniontů v půdě pohybuje jen v mikromolárním rozsahu, což znamená, že je v půdě fosforu velmi málo, je velice důležité, aby byl z pevné fáze půdy doplňován optimální rychlostí (Vaněk et al. 2007).

Rostliny přijímají fosforečný aniont proti koncentračnímu spádu, tedy aktivně a pouze za podmínek, kdy je v okolním živném prostředí výrazně nižší obsah fosforu než v cytoplazmě (Richter 2004). Shen et al. (2011) ve své publikaci popisuje podobný problém z hlediska příjmu fosforu, který není vůbec snadný. Vzhledem k nízkým koncentracím fosforu v půdním roztoku, je pro jeho příjem nezbytná celá řada vysoce afinitních transportních systémů, které jsou schopné vést fosforečné anionty aktivně, tedy proti koncentračnímu gradientu skrz plazmatickou membránu kořenových buněk. Tento nesnadný proces je uskutečňován prostřednictvím vysoce afinitních  $\text{Pi}/\text{H}^+$  symportorů ze skupiny genů PHT1.

Kvůli nízké rozpustnosti a nerovnoměrnému rozložení je koncentrace Pi v půdě velmi nízká, a proto si rostliny vyvinuly strategie, kterými lze se stresem způsobeným nízkou koncentrací účinně bojovat. Tyto strategie zahrnují již zmíněnou indukci genů pro transport Pi, remobilizaci vnitřního Pi, změnu struktury kořenového systému a symbiózu s arbuskulárně mykorrhizními (AM) houbami. Velká většina cévnatých suchozemských rostlin má reciproční (vzájemné) vztahy s AM houbami (Rui et al. 2023). Liu et al. (2016) ve své studii uvádějí, že AM houby tvoří mykorrhizní kořeny až u 80 % všech suchozemských druhů rostlin a podporují jejich růst právě zvýšením absorpce fosforu. AM houby jsou schopné získávat Pi z celého „mykorrhizosferního“ půdního objemu zahrnujícího i od povrchu kořenů rostlin vzdálené půdní oblasti pomocí svých extraradikálních hyf. Pi je následně mykorrhizní cestou transformován podél houbových hyf do specializovaných symbiotických rozhraní v kořenové kůře výměnou za rostlinné zdroje uhlíku. Příjem a následný transport Pi v rostlinách se obecně uskutečňuje prostřednictvím fosfátových transportérů (PHT1-5) (Rui et al. 2023).

Většina z PHT1 genů je exprimována převážně či výhradně na kořenech nebo výhoncích, které jsou silně indukovány nedostatkem Pi nebo inokulací arbuskulární mykorrhizou. Obecně platí, že geny ze skupiny PHT1 fungují při získávání Pi z půdy, zatímco geny ze skupiny PHT2, PHT3, PHT4 a PHT5 mají zodpovědnost především za distribuci Pi v rostlině a ve většině studiích jim byla věnována menší pozornost, než PHT1 genům (Rui et al. 2023; Wan et al. 2020; Zhang et al. 2016).

Geny PHT2 se nachází v chloroplastových obalech a jsou exprimovány zejména v zelených pletivech. Jejich hlavní činností je kódování proteinu, o němž se předpokládá, že asistuje při transportu Pi do listů a toleruje nedostatek Pi.

Geny skupiny PHT3 byly prvními identifikovanými mitochondriálními geny pro transport Pi. V rámci mitochondriálních transportérů jsou vysoce konzervované a mají zásluhu na procesu výměny Pi mezi mitochondriální matrix a cytosolem.

V mnoha biologických procesech figurují i geny skupiny PHT4, které hrají důležitou roli v transportu Pi v plastidech a Golgiho aparátu. Také se mohou podílet na růstu rostliny, metabolismu uhlíku, odolnosti proti patogenům a toleranci vůči soli. Spolu s PHT3 geny mohou přispívat k transportu Pi v rostlinných pletivech během nouze o Pi.

Posledními jsou PHT5 proteiny, které se nacházejí v membráně vakuoly a podílejí se na udržování homeostázy Pi v rostlině (Wan et al. 2020).

Příjem fosforu rostlinou není lehký proces. Vyžaduje dostatečné množství energie, která se v průběhu příjmu i spotřebovává. Pozitivní vliv na příjem fosforu rostlinou má řada faktorů, jde například o: vlhkost půdy, půdní reakci (jako optimální se jeví hodnoty mezi 5,5 až 7), dostatek organických látek a mikrobiální činnost. Za optimální množství přijatelného fosforu je považováno rozmezí 40–80 mg/kg P (Vaněk et al. 2007).

### 3.2.2.2 Nedostatek fosforu

Deficience fosforu se u rostlin příliš často neprojevuje. Pro fosfor je charakteristický spíše latentní nedostatek, kdy se na rostlinách na první pohled neobjevují okem viditelné příznaky i přes to, že je obsah P v rostlině velmi nízký. Při latentním nedostatku fosforu dochází k narušení biochemických funkcí, takže neprobíhají na potřebné úrovni (Vaněk et al. 2007). Konkrétně příznaky popisuje i Rauh & Bucher (2002), kteří uvádějí, že se nedostatek fosforu projevuje především na buněčné úrovni. Může dojít až k zastavení buněčného dělení, které je důležité pro tvorbu membrán, podobně jako zdvojení genetické informace. Mimo to dochází i k narušení metabolických procesů (Richter 2004).

Mnoho výzkumů ukázalo, že nedostatek fosforu výrazně snižuje schopnost rostlin asimilovat CO<sub>2</sub>. Na základě toho dochází i k inhibici fotosyntézy, což je často vysvětlováno potlačením Calvinova cyklu. V důsledku chybějícího fosforu dochází ke snížení množství a intenzity Rubisco a regeneraci ribulosa-1,5-bisfosfátu (RuBP). U cukrové řepy a fazolu obecného bylo dokázáno, že nedostatek fosforu vyvolává možnou fotoinhibici a poškození fotosystému PSII (Xu et al. 2006).

Příznaky jsou tedy zpravidla za normálních podmínek méně zřetelné. Nedostatek fosforu negativně ovlivňuje růst kořenů i nadzemních částí rostlin. Listy jsou obvykle drobnější a ty starší mohou postupně odumírat (Richter 2004).

Tento stav, kdy dochází k okem neviditelným neboli latentním příznakům označil Blevins (1999) jako „skrytý hlad“. Následně popisuje i již zjevné, okem zřetelné příznaky, ke kterým dochází při dlouhotrvajícím nedostatku fosforu. Lze mezi ně zařadit například tmavé a menší listy s nafialovělým zbarvením nebo i delší a ztenčené kořeny.

Nafialovělé / načervenalé zbarvení je typické především pro rané fáze růstu kukuřice. Starší listy jsou postihovány jako první. Mladé rostliny bývají zakrnělé s tmavě zelenou barvou. Kraje listů, žilnatina a stonky mohou mít nafialovělou barvu, která se postupně může objevit i na listové ploše. Na palici kukuřice se může nedostatek fosforu projevit především výrazně menší velikostí palic oproti normálu. Zajímavostí je, že mají některé odrůdy kukuřice tendenci vykazovat načervenalé zbarvení v počátečních fázích vývoje, i přestože je výživa fosforem dostatečná (YARA 2024).

Podobné příznaky popisuje i Sawyer (2004), který uvádí, že je nedostatek fosforu obvykle viditelný na mladé rostlině kukuřice. Dochází ke snadné mobilizaci i přemísťování v rostlině. Pro rostliny je typické zbarvení tmavě zelené s načervenalé purpurovými špičkami na okrajích starších listů. Nové / mladé listy toto zbarvení nevykazují. Příznaky nedostatku většinou zmizí, jakmile rostliny dosáhnou výšky kolem 0,9 metru nebo vyšší. Dlouhodobý nedostatek fosforu značně omezuje výnosy kukuřice.

Pro řešení nedostatku fosforu je obecně doporučována aplikace fosforečných hnojiv (Aziz et al. 2013). Klasické hnojení na povrch půdy však bývá často neúčinné, protože se aplikovaný fosfor nedostane ke kořenům rostlin z důvodu jeho nepohyblivosti. Fosfor navíc velmi pomalu proniká i skrz povrch listů. Z toho vyplývá, že se úspěch nepředpokládá ani u mimokořenové aplikace (aplikace na list). Proto je velmi obtížné řešit zjištěný nedostatek fosforu v průběhu vegetace. Příjem fosforu je ztížen především za suchého a chladného počasí, které panuje na počátku vegetace. Toto období je nazýváno kritickým pro příjem fosforu (Vaněk et al. 2007).

### 3.2.2.3 Nadbytek fosforu

Vzhledem k tomu, že se u nás používání fosforečných hnojiv značně omezuje, nedochází k nadbytku fosforu v půdách. Fosfor je půdou dobře sorbován, a proto se jeho obsahy nepřibližují kritickým hodnotám, které by vedly k zaznamenání vysokých koncentrací v půdním roztoku. Nadbytek fosforu je však významně problematický v zahraničí, kde se využívá více organicky vázaného fosforu – primárně ze statkových hnojiv (Vaněk et al. 2007).

### 3.2.3 Strategie hnojení fosforem

Fosfor je společně s dusíkem a draslíkem nepostradatelnou živinou pro růst a vývoj plodin. V polovině 21. století se předpokládá, že bude planeta Země domovem po 9 miliard lidí, a proto přichází obavy ohledně zajištění produkce potravin a dalších zdrojů pro lidstvo. Je velmi důležité zajistit a udržet vysokou výnosnost plodin – právě například prostřednictvím hnojiv (Johnston 2000). Fosfor je nezbytný pro výrobu potravin a neexistuje za něj náhrada, proto je naprosto klíčové zajištění jeho dlouhodobé dostupnosti a přístupnosti. Poptávka po hnojivech roste a očekává se, že i nadále poroste. Bohužel je fosfátová hornina vyčerpatelem, tedy neobnovitelným zdrojem, zásoby se stále zmenšují, jsou vzácnější a tím pádem i dražší (Cordell et al. 2009; Childers et al. 2011).

Koncentraci anorganického fosfátu v půdním roztoku lze poměrně účinně, ale jen dočasně zvýšit právě fosforečným hnojením. Anorganický fosfát je v půdním roztoku přijímán rostlinami, ale v důsledku sorpce je půdou téměř okamžitě imobilizován (Stevenson & Cole 1999). Rostliny získávají fosfor pouze z pár milimetrů povrchu kořene, a to pouze z objemu půdy, kterým kořeny rostlin stihly prorůst (Barber 1995). V konečném důsledku je vždy nutné počítat s tím, že velká část aplikovaného fosforečného hnojiva (uvádí se i hodnoty přes 90 %) nebude rostlinou přijata. Zbylá část se v půdě sorbuje a přeměňuje na těžko rozpustné formy (Stevenson & Cole 1999).

Aktuálně se v zemědělství využívá více produktů a materiálů, které buď stále jsou nebo kdysi byly považovány za odpad. Jedná se například o komunální odpady, popel, kompost, zbytky z anaerobní fermentace. Lze sem zařadit i hnůj hospodářských zvířat, který je nejen neopomenutelným zdrojem fosforu, ale navíc i zlepšuje půdní úrodnost, strukturu a často se píše i o jeho potenciálu nahradit minerální hnojiva (Withers et al. 2014). Benites et al. (2022) hodnotili dávky fosforu při použití dvou organominerálních hnojiv na bázi drůbeží podestýlky ve srovnání s fosforečnanem amonným pro sóju v průběhu pěti let. Došli k závěru, že tato organominerální hnojiva mají podobou schopnost dodávat fosfor sóje jako fosforečnan amonný. V tropických půdách jsou při vysokých dávkách dokonce účinnější než minerální hnojiva.

Půdní fosfor lze zpřístupnit například využitím biostimulantů, jejichž účinnost není v praxi příliš prozkoumána. V popředí zájmu je i snaha o získávání fosforu z hnoje, odpadních vod, kalů a jiných odpadních materiálů (Withers et al. 2014). Další možností, jak zvýšit účinnost fosforečného hnojiva může být i cílené hnojení porostů a jiné principy precizního zemědělství nebo moderní šlechtění rostlin.



### 3.2.3.1 Běžné metody / principy hnojení fosforem

Základním předpokladem pro rostliny odolné negativním faktorům prostředí je především harmonická výživa a hnojení. Čermák et al. (2019) popisuje, že se v současné době nedá o harmonické výživě příliš hovořit, protože v praxi dominuje především jednostranné hnojení dusíkem a fosfor je již dlouhou dobu ve výživě rostlin nedostatkový.

Problematika správného hnojení fosforem je v současné době stále aktuálnější. Spotřeba fosforečných hnojiv je dlouhodobě nízká, což následně vede i ke klesající úrovni zásobenosti přístupného fosforu na zemědělských půdách v ČR. Během posledních 25–30 let se roční dávka fosforu pohybovala v průměru kolem 12 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> na ha, což je v čistém fosforu pouhých 5,24 kg P na ha. Proto není příliš překvapivé, že je přibližně 75 % výměry orné půdy v kategoriích nízké, vyhovující a dobré zásobenosti fosforem. Na těchto půdách je v každém případě vyžadována určitá úroveň hnojení (Čermák et al. 2018).

Při hnojení fosforem nebo i draslíkem či hořčíkem je nutné mít na paměti, že hnojíme půdu, ne rostlinu. Jako adekvátní způsob hnojení se jeví ten, kdy je obsah živin vyhovující (střední) a poskytuje stabilní přiměřené výnosy. Konkrétní dávky živin se počítají dle zásoby živiny v půdě a výnosové úrovně (Vaněk et al. 2007). V tabulkách číslo 3, 4 a 5 jsou uvedeny konkrétní hodnoty a doporučení týkající se hnojení fosforem u různých plodin a při různých výnosových hladinách. Tabulkové hodnoty navazují na agrochemické rozborů půd, které jsou prováděny na zemědělské půdě jednou za šest let.

Tabulka 3: Doporučené hnojení fosforem – dávky P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (P) v kg/ha (eAGRI 2020)

Obsah P v půdě	skupina								
	1 kukuřice na zrno, siláž na zeleno, řepa			2 obilniny, jeteloviny, luskoviny, olejniny, košťáloviny, plodová zelenina			3 brambory, kořenová zelenina, cibuloviny		
	výnosová úroveň								
	nízká	střední	vysoká	nízká	střední	vysoká	nízká	střední	vysoká
<b>nízký</b>	90 (39)	120 (52)	150 (65)	75 (33)	90 (39)	105 (46)	60 (26)	75 (33)	90 (39)
<b>vyhovující</b>	70 (31)	100 (44)	120 (52)	60 (26)	70 (31)	85 (37)	50 (22)	60 (26)	70 (31)
<b>dobrý</b>	60 (26)	80 (35)	100 (44)	50 (22)	60 (26)	70 (31)	40 (17)	50 (22)	60 (26)
<b>vysoký</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabulka 4: Kritéria hodnocení obsahu fosforu (Mehlich 3) na orné půdě (eAGRI 2020)

obsah	FOSFOR (mg/kg)	
	SP	ICP-OES
<b>nízký</b>	do 50	do 55
<b>vyhovující</b>	51–80	56–85
<b>dobrý</b>	81–115	86–125
<b>vysoký</b>	116–185	126–200
<b>velmi vysoký</b>	nad 185	nad 200

SP – Stanovení P v extraktu podle Mehlicha 3 spektrofotometricky; ICP-OES – Stanovení P v extraktu podle Mehlicha 3 Optickým emisním spektrometrem s indukčně vázaným plazmatem

Tabulka 5: Hodnocení potřeby hnojení (eAGRI 2020)

OBSAH	HODNOCENÍ
<b>nízký</b>	potřeba dosycení příslušnou živinou, povýšit vypočtenou dávku o 50 %
<b>vyhovující</b>	potřeba mírného dosycení příslušnou živinou, povýšit vypočtenou dávku o 20–30 %
<b>dobrý</b>	příznivý obsah, jehož udržení je potřeba zajistit nahrazovacím hnojením příslušnou živinou, dodávat živinu podle odběrových normativů
<b>vysoký</b>	potřeba vypustit hnojení příslušnou živinou na přechodnou dobu (asi 2–3 roky), než bude dosaženo kategorie dobré
<b>velmi vysoký</b>	zvyšování tohoto obsahu je nevhodné z ekologického hlediska, hnojení příslušnou živinou je nepřipustné, proto je nutné vypustit hnojení příslušnou živinou do doby, než budou k dispozici nové výsledky AZZP

V současné době by měl být při hnojení fosforem brán zřetel na to, aby v půdách nedocházelo k trvalému nedostatku. V průběhu používání fosforečných hnojiv se často projevuje dlouhotrvající bilanční deficit, který vede ke snížení půdní úrodnosti, protože dochází ke zvýšenému odběru fosforu (Kunzová 2009). Na většině půd je doporučeno hnojení fosforem do zásoby až na tři roky (Vaněk et al. 2007).

### 3.2.3.2 Cílené (precizní) hnojení

Technologie precizního zemědělství zdůrazňují individuální péči o různé části zemědělských pozemků s pomocí přesných znalostí stavu porostů a půdních vlastností. Tato myšlenka však není nová – již v minulosti pěstitelé rozuměli proměnlivosti půdních a porostních vlastností v rámci jednotlivých oblastí na pozemku (Neudert et al. 2018).

Základem precizního zemědělství je porozumění prostorové a časové variabilitě, což umožňuje přesné řízení vstupů. Nové počítačové systémy pro správu dat nabízejí rozmanité možnosti pro detailnější analýzu dat – to by mělo vést k efektivnějším manažerským rozhodnutím (Mallarino & Schepers 2005).

Precizním zemědělstvím se ve své publikaci věnovali i Lal & Stewart (2015), kteří uvádějí, že využívá moderní technologie, jako je dálkový průzkum Země (DPZ), geografické informační systémy (GIS) a globální polohový systém (GPS) k efektivnímu hospodaření s rostlinnými živinami, vodou, škůdci a zpracování půdy. Tato strategie je zaměřena na

optimalizaci využití zdrojů a zvýšení půdní produktivity při minimálních negativních dopadech na životní prostředí. Kromě toho napomáhá řešit současné problémy, mezi které lze zařadit rostoucí populaci, zvýšenou energetickou spotřebu, změnu klimatu a degradaci půdy. To vše za cílem redukce rizik, která jsou spojená s nedostatkem potravin.

Zvýšené používání fosforečných hnojiv zlepšilo jak výnosnost plodin, tak i potravinovou bezpečnost (Huang et al. 2017). Tento trend však vede k akumulaci fosforu v zemědělských půdách (MacDonald et al. 2011). Ve vyspělých zemích je právě přetěžování zemědělských půd fosforem hlavní příčinou problémů s kvalitou povrchových vod (Ekholm et al. 2005). Ačkoliv může aplikace fosforu zlepšovat produkci plodin a udržovat úrodnost půdy na dobré úrovni, příjem fosforu polními plodinami a travinami je obvykle nižší, než dodávané dávky v podobě hnojiv (Sharpley et al. 1994).

Cíleným hnojením lze zajistit požadovaný přísun živin pro pěstované plodiny, aby dosahovaly kvalitní produkce a požadovaného výnosu. Hlavním cílem je přizpůsobit agrotechnické operace místním podmínkám a v optimální intenzitě i čase provádět ostatní zásahy. Tento přístup vychází z bilančního principu – je nutné doplnit živiny odvezené při sklizni z pozemku zpět ve formě hnojiv (organických či minerálních). Mapováním variability půdy a porostů lze rozdělit pozemek do zón s podobnými vlastnostmi a aplikovat hnojiva cíleně. Důležité je i hledisko efektivního využívání hnojiv s ohledem na výnosový potenciál a ochranu životního prostředí před možnou kontaminací (Lukas et al. 2011).

Jednou z hlavních příčin přetěžování zemědělských půd fosforem je právě neefektivní hnojení. Na výnosu plodin se odrazí jak fosfor aplikovaný během roku, tak i fosfor již akumulovaný v půdě, který snižuje odezvu výnosu na aplikované hnojivo. V případě, že je hnojení fosforem vyšší, než je odběr pěstovanou rostlinou, dochází poměrně snadno k akumulaci přebytečného fosforu a vytvoření těžko přijatelných zásob (Hooda et al. 2001).

V rámci chovu hospodářských zvířat je věnována malá pozornost hodnotě fosforu obsaženého v hnojivech (Withers et al. 2006). Přebytečné množství fosforu v oblastech s intenzivním chovem drůbeže a prasat v USA vedlo k vyššímu riziku ztrát fosforu v rámci vyplavování (Sims 1993).

Preciznější aplikací fosforečných hnojiv a opatřeními proti erozi lze snižovat zatížení fosforem z rostlinné produkce. Toho lze dosáhnout například výsevem meziplodin, vegetativních pásů nebo omezením zpracování půdy. Pro efektivní hospodaření s fosforem je klíčové porozumět souvislostem mezi hnojením fosforem, výnosem plodin, akumulací fosforu v půdě a jeho případným ztrátám do vodních toků. Vždy je nutné při rozhodování zvážit ekonomické výnosy a případné environmentální dopady zatížení fosforem (Iho & Laukkanen 2012).

Proto je aktuální snahou vyvíjet systémy, pomocí kterých dojde k efektivnímu využívání fosforečných hnojiv a zlepšení využití půd. V následujících odstavcích je přehled několika příkladů z praxe.

Jedním ze způsobů, jak zefektivnit hnojení fosforem je moření osiva před jeho zasetím. Tento proces spočívá v obohacení osiva o fosfor, což může snížit potřebu fosforečného hnojiva v následném růstu plodin. V tomto konkrétním pokusu s mořením semen pšenice do roztoku fosforečnanu draselného před setím bylo zjištěno, že semena obohacená o fosfor vyžadovala o 60 % méně hnojiva než ta, které nebyla obohacena. Tímto lze potvrdit, že obohacení semen fosforečným hnojivem před setím může snížit následnou potřebu rostlin po P-hnojivu, což

souvisí i s lepší schopností přijímat fosfor pomocí zvýšené produkce kořenů, a především těch jemných kořenů (Sekiya & Yano 2010).

V šestileté studii na černozemních jílovitých půdách v Kanadě byl zkoumán výnos a obsah fosforu v pšenici. Zjistilo se, že plošná aplikace 40 kg fosforu na 1 ha měla podobný příjem fosforu i průměrný výnos jako aplikace 10 a 20 kg fosforu na ha pod patu. Rostliny pšenice, které byly pravidelně hnojeny pod patu, využívaly zásoby z předchozích aplikací hnojiva stejným způsobem (Wagar et al. 1986).

Podle Preston et al. (2019) se jako efektivní možnost aplikace fosforu do půdy s nedostatečným množstvím jeví způsob prostřednictvím injektáže, která se provádí pomocí přesné GPS navigace. Tento poměrně šetrný způsob minimalizuje narušení půdy i porostu.

Také technologie, které zahrnují lokální a přesné rozmístění hnojiv do pásů dosahují skvělých výsledků (Lal & Stewart 2015). Tento přístup je vhodný k aplikaci téměř kdykoliv, s výjimkou období výsevu. Moderní zemědělské stroje disponují přesnými GPS systémy, které umožňují aplikaci hnojiv přesně v souladu s požadavky na jejich přesné umístění (Hopkins & Hansen 2019).

Vznikají i různé internetové aplikace (Farmtech), které jsou schopné nepřetržitě sbírat a analyzovat velké množství dat pomocí algoritmu, který zajišťuje přesnost měření půdních charakteristik. Pro ověření spolehlivosti se provádí několik měření z různých míst zemědělského pozemku. Význam této technologie spočívá v potenciálu optimalizovat obsah živin (zejména NPK) v půdě pro zvýšení výnosů. Současně je možné zvýšit produktivitu, uspořít náklady, zvýšit příjmy, minimalizovat náklady na zbytečná hnojiva a přispět k udržitelnému zemědělství (Singh et al. 2023). Postupný vývoj senzorů by se měl zaměřit na zlepšení přesnosti, trvanlivosti i citlivosti při měření hladin NPK. Také by se měly zkoumat senzory na bázi nanomateriálů nebo optické senzory. Interakce s autonomními systémy (drony, roboti) by měla umožnit monitorování v reálném čase a inteligentní rozhodování pro optimalizované hnojení (Pavinato et al. 2022).

V současné době je poměrně naléhavá potřeba snižovat závislost lidské společnosti na fosforečných hnojivech a zvyšovat efektivitu jejich využití. Podle publikace od Withers et al. (2014) lze k dosažení tohoto cíle podniknout čtyři následující kroky:

- zkoumat možnosti snížení poptávky po fosforu ze strany plodin, zejména vzhledem k tomu, že je velká část fosforu koncentrována v zrnech, která není pro konečného konzumenta ani pro rostlinu metabolicky využitelná
- rozpoznat a zhodnotit hodnotu již přítomného fosforu v půdě a vyvinout strategie pro jeho efektivní využití
- zvýšit a optimalizovat využívání recyklovaného fosforu, který vyniká potenciálem nahradit těžené fosfátové minerály
- vyvinout účinnější formy hnojiv a aplikovatelných metod, které umožní cílenější aplikaci fosforu během klíčových růstových fází plodin

Implementace předchozích kroků vyžaduje investice do šlechtění rostlin a inovativních technologií pro přesnější hospodaření nejen s půdou, ale i plodinami a hnojivy. To vše by se mělo provádět v souladu s rostoucím povědomím veřejnosti o ekologických dopadech výroby potravinářských produktů.

### 3.2.3.3 Využití odpadních materiálů

V Evropské unii obecně narůstá potřeba zadržovat a recyklovat odpady z důvodu zabránění znečištění a efektivnějšího využívání omezených zdrojů. Jako nejdůležitější toky odpadu lze označit zdroje živočišného a komunálního odpadu, které lze po předcházející úpravě využít jako hnojiva v zemědělství. Organické odpady určené k využití v zemědělství jakožto hnojiva lze rozdělit do tří kategorií: organické odpady živočišného původu, jako je hnůj, zelené hnojení a komposty na bázi rostlinných zdrojů, a komunální odpady, kam lze zařadit kaly z čistíren odpadních vod a organický odpad z domácností (Case et al. 2017).

Hnojiva na bázi organických odpadů je možné zpracovávat řadou způsobů, aby bylo zachováno větší množství živin (N i P) a zvýšila se jejich vhodnost pro zemědělské využití a současně se minimalizoval dopad na změnu klimatu (Rigby et al. 2016). Zpracovávat lze organické odpady za účelem separace složek (hnůj), získání energie (anaerobní digestí) nebo spalováním, odstranění nežádoucích látek (patogeny) nebo zadržení živin (N či P). V závislosti předchozích technologiích lze zpracováním zlepšit produkt z hlediska jeho manipulovatelnosti, hnojivých účinků, meliorační hodnoty půdy, a tím následně zvýšit jeho ekonomickou i environmentální hodnotu (Case et al. 2017).

Světové fosfátové zásoby klesají a jsou omezené. Jedním z řešení je uplatnit znalosti a techniky obnovy fosforu z různých odpadů, jako jsou například domácí odpadní vody (Acavedo et al. 2015). Čištění odpadních vod se jeví jako důležité opatření pro snižování spotřeby fosforu, protože každá osoba vyprodukuje za den přibližně 2 gramy fosforu z různých zdrojů, kterými mohou být detergenty, odpad z potravin a podobně. Odstraňování fosforu z odpadních vod se provádí za účelem splnění limitů jeho vypouštění a ochranu vod před eutrofizací (Verstraete et al. 2009). Takto odstraněný fosfor má však potenciál být znovu využit jako kompenzace za vytěžené fosforečné hnojivo (Cornel & Schaum 2009).

Podle Černý et al (2010) se aplikací pouze organických hnojiv o vysokých dávkách nedosahuje tak vysokých výnosů ve srovnání s rovnoměrným minerálním hnojením. Nejlepších výsledků je často dosahováno právě kombinací obou typů hnojení. Studie zjistila, že existuje jen minimální rozdíl mezi aplikací statkového hnoje a čistírenského kalu.

#### 3.2.3.3.1 Čistírenské kaly

Čistírenské kaly představují odpadní produkt z procesu čištění odpadních vod. Jsou ceněné pro vysoké koncentrace organických a anorganických látek, včetně fosforu. Mohou mít zároveň znečišťující charakter. Tyto kaly jsou také bohatou zásobárnou mikroorganismů a enzymů.

Mnoho odpadních materiálů organického původu obsahuje podstatné množství fosforu v různých formách. Konkrétně čistírenské kaly jsou druhým největším zdrojem fosforu (po kostní moučce). Vzhledem k jeho násobně větší produkci je v současné době kal považován za perspektivní zdroj fosforu (Cordell et al. 2011, Havukainen et al. 2016).

Čistírenské kaly patří mezi nejběžnější a trvale vznikající biologický odpad obsahující velké množství fosforu. Fosfor se v odpadních vodách koncentruje z důvodu procesu čištění komunálních odpadních vod a chemickým látkám. Fosfor v kalu může být spalováním kvantitativně převeden do popela (Zhu et al. 2022).

Podle Biswas et al. (2009) obsahuje čistírenský kal asi 8 % fosforu v sušině, což z něj dělá neopomenutelný sekundární zdroj tohoto prvku. S nedostatkem apatitových minerálů se

získávání fosforu z čistírenských kalů stává stále důležitějším procesem pro následující desetiletí. V publikaci od Blöcher et al. (2012) autoři uvádějí, že až 90 % fosforečnanů z odpadních vod je dodáváno pro výrobu kalu. Aktuálně se však více upřednostňuje spalování kalů než jejich přímé využití na zemědělských půdách. I podle Atienza-Martinez et al. (2014) lze fosfor získávat spalováním a zplyňováním kalů pomocí kyselé extrakce, ke které se používá kyselina šťavelová a sírová. Ve výsledku se tato metoda jeví jako vhodná alternativa pro výrobu hnojiv v porovnání s horninovým fosfátem. Autoři studie závěrem doporučují provést ještě jinou studii, která se zaměří na selektivní separaci fosforu i jiných kovů. Recyklace fosforu z procesu čištění odpadních vod je v současnosti velmi populární představou, protože slibuje vytvoření produktu o vysoké kvalitě, bez nečistot či kontaminantů (Blöcher et al. 2012). Montag et al. (2007) také uvádějí, že je získávání fosforu z čistíren odpadních vod relativně efektivní (až 40 %). Získaný fosfát je následně využíván v zemědělství nebo se používá ve fosfátovém průmyslu. Jako konkrétní příklad autoři zmiňují Německo, kde se přibližně třetina čistírenských kalů využije v zemědělství, především pro účely hnojení. Množství takto využívaných kalů je přibližně 2,5 milionu tun sušiny na rok. Podle Li et al. (2014) je nejjednodušším způsobem získávání fosforu z kalu jeho přímé použití jako hnojiva. V tomto případě ale nastává řada problémů, které souvisí s jeho nakládáním a dopravou, protože je vysoce hydratovaný a obsahuje více než 50 % vody.

Fosfor je v čistírenských kalcích nejlépe přístupný pro špenát a na druhém místě je jílek. Coker & Carlton-Smith (1986) založili tři pokusy, ze kterých bylo patrné, že je fosfor v superfosfátu stejně dostupným jako v čerstvém kalu. Fosfor obsažený ve vyhnilem kalu byl ve srovnání se superfosfátem pro rostliny dostupný z 60 %.

V současnosti existuje přes 30 technologií na získání fosforu z čistírenských kalů a neustále probíhá vývoj nových metod (Cordell et al. 2011). Tyto nové postupy však přinášejí jak rizika, tak i nové příležitosti. Pro dosažení ekologicky i ekonomicky udržitelných způsobů získávání fosforu je nezbytné zavést individuální přístupy, které se budou týkat především způsobů nakládání se zbytkovým kalem a dalších odpadů z čištění odpadních vod (Ciešlik & Konieczka 2017). Jednou z technologií může být například získání fosforu z popela vzniklého spalováním zplyňováním čistírenských kalů pomocí kyselé extrakce kyselinou sírovou a šťavelovou. Jedná se o perspektivní metodu, která je vhodná jako alternativa k horninovému fosfátu pro výrobu hnojiv (Atienza-Martínez et al. 2014).

Podle Oenema et al. (2012) je jedním ze způsobů získání fosforu z čistírenských kalů jejich anaerobní úprava, která umožní uvolnění fosforu. Jakmile dojde k oddělení složek kalu, je možné fosfor získávat srážením či krystalizací ve formě fosforečnanu vápenatého nebo struvitu. Metodu extrakce pomocí rozpouštědel, kterou je možné získat fosforečné minerály (struvit, hydroxyapatit či fosforečnan vápenatý) popisuje i Yuan et al. (2012), který doplňuje, že se jedná o velmi významnou technologii pro získávání fosforu.

Optimalizace procesu nakládání a práce s čistírenskými kaly by měla být individuálně navržena pro každou čistírnu odpadních vod, aby bylo dosaženo jak ekologicky, tak i ekonomicky výhodných postupů. Právě zohlednění chemických a toxikologických vlastností je klíčové pro vývoj nových metod pro práci s čistírenskými kaly (Ciešlik et al. 2015).

Ačkoli kaly obsahují více celkového fosforu ve srovnání s odpadními vodami, potenciálně nebezpečné znečišťující látky, kterými jsou například aromatické uhlovodíky a komplexní těžké kovy v čistírenských kalcích, mohou způsobit velké potíže při získávání

fosforu. Většina aktuálních technik zpětného získávání fosforu se zaměřuje na kapalnou fázi (odpadní vodu) (Zhang et al. 2022). Maximální přípustné koncentrace kontaminantů, mezi které patří již zmíněné organické znečišťující látky a těžké kovy, jsou stále přísnější a právně regulovány, zejména pokud jde o přípustné množství těžkých kovů v kalu používaném v zemědělství (Suciu et al. 2015; Tarayre et al. 2016). Kaly také mohou mít zvýšený obsah solí nebo dosahovat až extrémních hodnot pH. Vysoké koncentrace fosfátů a dusičnanů v kalech mohou způsobit kontaminaci podzemních i povrchových vod (Cameron et al. 1997). Obavy z možné kontaminace patogeny vedly některé evropské země k úplnému zákazu použití kalů v zemědělství (Schoumans et al. 2015).

### 3.2.3.3.2 Ostatní odpadní materiály

Na světě je přes 65 miliard hospodářských zvířat, které produkují významné množství statkových hnojiv. Spolu s čistírnami odpadních vod jsou zařízení živočišné výroby dvěma nejčastějšími zdroji pro recyklaci fosforu. Například odpadní vody z chovů prasat v USA vyprodukují v průměru 0,16 kg P/t hmotnosti zvířat za den. Koncentrace fosforu v odpadech živočišného původu jsou podstatně vyšší, než kolik je konzumováno lidmi. (Naidu et al. 2012). Více než 70 % krmiv, která jsou konzumována hospodářskými zvířaty, je vylučováno jako moč a výkaly, což je považováno za velmi důležitý zdroj živin, včetně organické hmoty, fosforu, dusíku, draslíku a dalších (Barnett 1994). U prasat s jejich rychle rostoucí hmotností klesá množství stravitelného fosforu (Partanen et al. 2010). Mezi důležité faktory ovlivňující chemické složení statkových hnojiv patří druh hospodářského zvířete, krmná dávka, druh podestýlky, typ ustájení, dostupnost a množství vody, nakládání s odpady a v neposlední řadě i klimatické podmínky (Karunanithi et al. 2015).

**Statkový hnůj** a organické komposty patří mezi organická hnojiva, která jsou bohatá na organické anionty. Tyto anionty soutěží s fosforem o místa fixace, což v konečném důsledku vede ke zvýšení dostupnosti fosforu a k vyšší efektivitě jeho využití (Guppy et al. 2015). Kromě toho obsahuje hnůj i další látky, které v sobě zahrnují fosfor. Patří mezi ně například fosfolipidy a nukleové kyseliny, které se uvolňují mineralizací s cílem zvýšit dostupnost fosforu v půdě (Turner & Leytem 200).

V rámci dlouhodobého polního pokusu po dobu 25 let se použitím statkového hnoje a minerálního hnojiva zvýšila dostupnost fosforu z 48,8 kg na ha na 95,9 kg na ha (Ghosh et al. 2012). Mandal et al. (2007) prováděli pokusy na lehké písčité půdě a zjistili, že se použitím statkového a minerálního hnojiva zvýšila aktivita kyselých fosfatázy, mikrobiální biomasy i půdních enzymů. V jiné studii od autorů Yan et al. (2013) došli k závěru, že na písčité půdě byla po aplikaci prasečího hnoje o dávce 15 tun na hektar zaznamenána podstatně vyšší dostupnost fosforu v porovnání s kontrolou. Chen et al. (2022) došli k závěru, že má živočišný hnůj schopnost zlepšit transformaci fosforu a udržet výnos plodin a zároveň i snížit riziko ztrát fosforu.

Podle Ali et al. (2023) má kombinace různých přírodních materiálů pozitivní dopad na růst, kvalitu a výnos cukrové řepy a též i kvalitu půdy. Konkrétně aplikace ovčího hnoje v kombinaci se superfosfátem a kamenným fosfátem ve směsi o poměru 50:50 měla výrazně zlepšující vliv na vegetační růst, výnos a kvalitu rostlin.

Gichangi et al. 2009 ve své publikaci uvádějí, že je aplikace koziho hnoje v kombinaci s nižšími dávkami fosforečných hnojiv účinnou strategií s ohledem na náklady a efektivitu

využití fosforečného hnojiva díky urychlení koloběhu fosforu. Kozí hnůj udržuje vyšší hladiny labilního fosforu v půdě a jedna jeho aplikace může teoreticky postačit pro potřeby rostlin. Tento způsob však vyžaduje podrobnější výzkum a testy i v reálném provozu.

V jiné studii zaměřené na vyhodnocení vlivu aplikace hnoje na frakce fosforu v zemědělské půdě výsledky ukázaly, že aplikace hnoje významně zvýšila všechny frakce fosforu v půdě o 58–282 %, ale měla negativní vliv na poměr mezi organickým a celkovým fosforem. Konkrétně drůbeží a prasečí hnůj podporovaly příznivěji půdní frakci anorganického a organického fosforu než ostatní živočišná hnojiva (Wei et al. 2022).

Organická hnojiva jsou mnohdy nahrazována **slámou**, která zůstává na poli po sklizni hlavní plodiny – efektivita této metody na celkový výnos je však relativně nízká (Powlson et al. 1985). Neopomenutelný zdroj fosforu pro plodiny je právě rozklad rostlinných zbytků, které obsahují fosfor především ve formě ortofosfátu, který se snadno dostává zpět do půdy (Noack et al. 2012). Posklizňové zbytky plodin mají schopnost zvyšovat labilní, mineralizovatelný i organický fosfor (Abdala et al. 2015). Zapravováním zemědělských zbytků také dochází ke zvýšení schopnosti půdy zadržovat vodu (Mbagwu et al. 1991). Předešlé způsoby zlepšují dostupnost půdního fosforu a mají za cíl zvýšit úrodu a minimalizovat dopad na životní prostředí. Přesto však podle Kumar & Goh (1999) vliv postupů hospodaření s rostlinnými zbytky na sklizený výnos následující plodiny není přímočarý a vyžaduje další výzkum.

Z odpadních materiálů vzniká i **kompost**, jehož přidáním do půdy lze omezit sorpci půdního fosforu. Tím se snižuje jak vazebná energie pro sorpci fosfátů, tak i místa pro sorpce fosforu. Tímto způsobem je zvyšováno množství dostupného fosforu v půdě (Horta 2019). Kompostem nebo směsí kompostu a biouhlu lze upravit kyselou reakci půdy a zvýšit celkový obsah fosforu (Ch'ng et al. 2014). Kompost se vyznačuje schopností zvýšení pH půdy, také snižuje výměnnou kyselost a vazebnou sílu hliníku a železa. Kromě toho lze zapojením kompostu do více zvětralých půd zlepšit celkovou imobilizaci fosforu a rozpustnost fosfátových hornin (Lata Verma & Marschner 2013). Podle Wei et al. (2022) měla aplikace kompostu nejvýraznější vliv na zvýšení labilního anorganického fosforu (Pi) v půdě.

Mezi ostatní odpadní materiály lze zařadit i **masokostní moučku**. Masokostní moučka je jakožto krmivo pro zvířata již zakázána, a proto se v současné době spaluje a používá jako zdroj energie. Zbylý materiál po spálení (popel) obsahuje pouze nízké koncentrace těžkých kovů (Römer & Steingrobe 2018).

#### 3.2.3.4 Biostimulanty

Biostimulanty lze charakterizovat jako látky nebo materiály přírodního původu, které ovlivňují fyziologické procesy rostlin, ale nejsou jimi ani pesticidy, ani hnojiva. Lze je aplikovat na semena rostlin, jednotlivé rostliny nebo do pěstebních substrátů (Halpern et al. 2015; Du Jardin 2015).

Jako biostimulanty lze pokládat látky nebo mikroorganismy, které si v posledních 25 letech získaly pozornost a staly se vesměs nedílnou součástí zemědělských systémů. Jejich účelem je modifikace fyziologických procesů v rostlinách, což může vést ke zvýšení efektivity využití živin, podpoře růstu a snížení použití hnojiv (Kunicki et al. 2013). Jejich použití v zemědělství dle odhadů ročně stoupá o 12 % (Calvo et al. 2014). Předními výrobci biostimulantů jsou Francie, Itálie a Španělsko (Traon et al. 2014).



Podobně biostimulanty definoval Yakhin et al. (2017). Ve své publikaci autoři uvádí, že jsou biostimulanty složené z různých látek a mikroorganismů, které ovlivňují půdní prostředí a metabolismus rostlin, což má za následek zlepšení půdních vlastností a výživy plodin. Jejich přesná definice je však obtížná, protože pocházejí z různých zdrojů, obsahují i různorodé molekuly a jejich izolace je téměř nemožná. Většinou jsou odvozeny z bakterií, mořských řas, hub, vyšších rostlin, živočichů a huminových látek. Jejich klasifikace je založena na původním zdroji materiálu.

Pro výrobu biostimulantů je využíváno i mnoho odpadních surovin, které zvyšují využití živin rostlinami a zlepšují jejich odolnost proti stresu. Například bylo prokázáno, že u listové zeleniny biostimulanty zvyšují obsah chlorofylu, podporují růst kořenů a zlepšují i její oxidační potenciál (Bulgari et al. 2015).

#### **3.2.3.4.1 Mořské řasy**

Mořské řasy a jejich extrakty jsou v zemědělském odvětví využívány jako stimulanty pro rostliny poskytující důležité látky a živiny. Aplikace těchto výtažků postříkem na listy může zvýšit odolnost rostlin vůči nepříznivým faktorům, podporovat fotosyntetickou aktivitu a stimulovat růst rostlin. Navíc i přispívají k vyššímu výnosu, produktivitě plodin a odolnosti vůči chorobám (Sharma et al. 2013).

Mořské řasy jsou významným zdrojem látek, které se podobají rostlinným hormonům. Patří mezi ně například auxiny a cytokininy, které podporují dlouhivý růst kořenů a jejich výhonků (Hamza & Suggars 2001). Tyto řasy také obsahují aktivní minerální a organické sloučeniny, včetně komplexních polysacharidů a rostlinných hormonů, které přispívají k růstu rostlin (Battacharyya et al. 2015).

Mutale-Joan et al. (2023) ve své studii na rajčatech přišli na to, že výtažky z řas stimulují růst rostlin prostřednictvím lepšího příjmu fosforu a modulují metabolické dráhy v rostlině. U rostlin rajčat tak za normálních podmínek příznivě ovlivňují výkonnost rostlin při klasickém příjmu P<sub>i</sub>.

#### **3.2.3.4.2 Mikroorganismy**

Mikroorganismy jsou rozmanitou skupinou, která zahrnuje bakterie, kvasinky a houby, které jsou izolovány z různých přírodních prostředí, jako je například půda, voda, hnůj či rostliny. Tyto mikroorganismy napomáhají fixaci dusíku a zlepšují příjem živin. Také mají schopnost rozpouštět látky, které jsou běžně nerozpustné, což přispívá k výživě rostlin. Jejich aplikace je zaměřena na zvýšení produktivity plodin prostřednictvím podpory metabolických procesů (Ruzzi & Aroca 2015).

Historicky nebyl výzkum mikroorganismů dostatečně podporován – z důvodu nedostatečné pozornosti v legislativě. Teprve v roce 2019 byly mikroorganismy poprvé zahrnuty do legislativy týkající se hnojiv. Seznam povolených látek je však stále značně omezený. S ohledem na pozitivní účinky aplikace mikroorganismů na růst rostlin a kvalitu plodů, jako je obsah cukrů, bílkovin a dalších látek, existuje snaha o rozšíření seznamu povolených látek, což by mělo přispět k bezpečnější výživě rostoucí populace a zároveň ochraně životního prostředí (Castiglione et al. 2021).

Vzájemné působení rostlin a mikrobů se však datuje už od pradávna a jedná se o poměrně složitý vztah, který může být prospěšný, negativní či neutrální. Značná část mikrobů

však s rostlinou interaguje pozitivně. Dochází k uvolňování různých metabolitů a exudátů (fytohormony, exopolysacharidy, sekundární metabolity), které mohou měnit nebo modifikovat fyziologii rostliny a zlepšovat její růst, vývoj a odolnost vůči abiotickému a biotickému stresu. Potenciální role mikrobů a jejich exudátů se může osvědčit jako základní složka bioagens, bioremediačních činidel či biostimulátorů v regenerativním zemědělství či systémech ekologického zemědělství (Ansari et al. 2023).

Arbuskulární mykorhizní houby (AMF) a rhizobakterie podporující růst rostlin (PGPB) mohou zvýšit růst a kvalitu rostlin tím způsobem, že zvyšují příjem minerálních živin, produkci metabolitů (aminokyseliny, karotenoidy, polyfenoly) a aktivitu antioxidantních enzymů. Tyto účinky způsobují zvýšení fotosyntetické výkonnosti a výnosu a případně i příznivě ovlivňují skladovatelnost (Fusco et al. 2022). Sun & Shahrajabian (2023) také docházejí k závěru, že inokulace specifickými arbuskulárními mykorrhizními houbami může zvyšovat koncentraci sekundárních metabolitů v rostlinách. Zároveň dodávají, že je zapotřebí provést jiné studie, které zvýší reprodukovatelnost pozitivních dopadů a také znižují potřebu hlubšího výzkumu pro zjištění vlivu interakcí mezi AMF a biostimulanty na podporu fyziologických vlastností rostlin. Z výzkumů je patrné, že kombinací různých druhů AMF a PGPR je možné získat lepší výsledky než použitím samotného jednoho druhu. Tyto kombinace se projevují synergické nebo biostimulační efekty (Castiglione et al. 2021).

V Litvě byla provedena studie, kdy došlo k izolování mikroorganismu ze zemědělského pole, který rozpouští fosfáty. Kmen byl na základě analýz identifikován jako *Bacillus* sp. a za simulovaných podmínek výsledky analýzy ukázaly, že tento mikroorganismus produkoval organické kyseliny (kys. citronová, jantarová, 2-ketoglukonová, glukonová, jablečná, mléčná, šťavelová) a také fytohormony (kys. indol-3-octovou, jasmonovou, gibberelovou). Celý pokus probíhal v klimakomoře s použitím minerálních hnojiv v kombinaci s buňkami *Bacillus* sp. MVY-004. Výsledky ukázaly, že izolát *Bacillus* sp. MVY-004 byl účinný, rozpouštěl fosfáty a má potenciál využití jako biominerální hnojivo (Mažylytė et al. 2022).

Biostimulanty se jeví jako vhodný nástroj pro zpřístupnění živin, ale výsledky jsou prozatím nejednotné. V nádobových pokusech, klimakomorách, sklenících a laboratořích je dosahováno ve většině pozitivních výsledků a zdůrazňován jejich pozitivní vliv. V praxi, kdy dochází k vystavení se přirozeným vlivům okolního prostředí, nebyl jejich příznivý účinek vyloženě prokázán. Je tedy doporučeno provádět i další výzkumy, které přinesou nové poznatky.

### 3.2.3.5 Biochar / biouhel

Biochar neboli biouhel je porézní pevný produkt, který obsahuje velké procento uhlíku. Vzniká pyrolýzou v prostředí bez přístupu kyslíku. Jeho vlastnosti závisejí na typu vstupní suroviny a podmínkách pyrolýzy, mezi které lze zařadit například teplotu pyrolýzy, rychlost zahřívání či dobu setrvání. Nejdůležitějším parametrem, který zásadně ovlivňuje vlastnosti biocharu je teplota pyrolýzy (Ghodsad et al. 2021). Biouhel je možné získat z různých druhů organických materiálů, jako je například obilná sláma, rýžové slupky, zvířecí hnůj, čistírenské kaly či jiné zemědělské odpady (Dai et al. 2020).

Podle Yu et al. (2019) se jedná o produkt, který obsahuje velké množství uhlíku. Vzniká tepelným rozkladem biomasy zemědělských a lesnických odpadů za anoxických podmínek. Je

velmi bohatý na karboxylové skupiny, fenolové hydroxylové skupiny, hydroxylové skupiny, alifatické dvojně vazby, aromatické struktury a zůstává kompletní. Jeho jemná pórová struktura má silnou adsorpční kapacitu, stabilní fyzikální a chemické vlastnosti, nízkou rozpustnost, bohatou strukturu pórů a velký specifický povrch.

Pyrolýza je flexibilní metoda výroby biocharu (probíhající za kontrolovaných podmínek) z lignocelulózové biomasy. Právě lignocelulóza je jedním z prvních slibných materiálů pro výrobu biocharu, který může významně zvýšit úrodnost půdy a výnosy zemědělských plodin. Kromě toho má biochar vysoký potenciál využití v různých aplikacích jako nový, levný a ekologický uhlíkový materiál (Danesh et al. 2023). V kombinaci s minerálními či organickými hnojivy došlo v pokusech k průkaznému zvýšení výnosů v porovnání s kontrolou (Lehmann et al. 2012). Mezi jeho další výhody patří i ta, že zvyšuje pH a snižuje nasycení hliníkem u velmi zvětralých a kyselých půdách v tropických oblastech (Mbagwu & Piccolo 1997).

Před procesem pyrolýzy je důležitá také předúprava materiálu. Někdy se přidává například hořčík, vápník nebo železo. Nedávné studie uvádějí, že je přeměna zemědělských zbytků a odpadů na biouhel velice slibným přístupem k udržitelnému hospodaření s plodinami a zároveň ochraně půdy. Mnoho studií ukázalo, že je biochar vhodný pro použití jako půdní přídavek pro zlepšení dostupnosti živin (Dai et al. 2020). Při použití v půdě může biochar například zlepšit produktivitu plodin zvýšením kationtové výměnné kapacity, retence živin, pH. Také má schopnost zadržovat vodu a snižovat objemovou hmotnost půdy. Díky vysoké aromatickosti biocharu dochází k silné odolnosti vůči chemickému a biologickému rozkladu, a proto může v půdě použitím biocharu přispívat k sekvestraci uhlíku (Yu et al. 2019). Vzhledem k zvětšenému specifickému povrchu, který vzniká během pyrolýzy má biochar detoxikační vlastnosti. Ty spočívají v tom, že z vody i půdy odstraňuje některé znečišťující prvky, například olovo, arsen nebo rtuť (Chen et al. 2008).

Přidáním biouhlu v určitém množství (40 g/kg) do kyselých půd lze zvýšit koncentraci fosforu v roztoku a zlepšit jeho biologickou dostupnost snížením sorpce (Chintala et al. 2013). Metaanalýza naznačuje, že se použitím biouhlu zlepšuje dostupnost fosforu pro rostliny a lze ho využít jako udržitelnou strategii pro doplnění fosforečných konvenčních hnojiv. Doporučovaná dávka pro dosažení požadovaných výsledků se udává kolem 10 tun na hektar (Glaser & Lehr 2019). Aplikace biouhlu také podporuje růst mykorrhizních hub a zvyšuje schopnost přežití důležitých bakterií, což má pozitivní vliv na rozpustnost fosforu v půdě (Rafique et al. 2020).

I malé zvýšení pH v kyselých půdách dokáže vést ke snížení interakcí mezi fosforem a půdními minerály prostřednictvím tvorby komplexních organických a minerálních látek s nižší sorpční kapacitou, než oxidy a hydroxidy železa a hliníku (DeLuca et al. 2015). Dume et al. (2017) ve své publikaci popisují, že aplikace biouhlu vyrobeného z kávových slupek na kyselé půdy, výrazně zvýšila dostupnost fosforu pro rostliny a další organismy. Eduah et al. (2019) uvádějí, že je biouhel vytvořený při nižších teplotách mezi 300–450 °C účinný k úpravám kyselých půd a zároveň pozorovali zlepšení příjmu fosforu rostlinami. Oproti tomu se aplikace biouhlu na neutrální a alkalické půdy ukázala jako nevhodná, protože docházelo k adsorpci a snižování desorbovatelnosti fosforu.

V rámci jiného pokusu v dole Formosa ve státě Oregon (USA) došlo použitím přípravku složeného z biouhlu, vápna, kalu a původních mikrobiálních inokulantů aplikovaného v důlních

hlušinách k výraznému zlepšení dostupnosti živin pro rostliny. To vedlo i ke zlepšení růstu rostlin a zároveň došlo ke zlepšení rhizosférického prostředí. Zdroj inokula však během pozorování nebyl důležitým faktorem (Trippe et al. 2021).

Bai et al. (2015) popisují, že biouhel vyrobený z drůbežního steliva efektivně zvýšil koncentrace fosforu v půdě i listech. Zároveň prokázal i podobné účinky jako hnojivo s pomalým uvolňováním živin – díky vysokému obsahu popela a specifickému poměru molekulárního vodíku a uhlíku.

Podle Liu et al. (2017) měla aplikace biouhlu z rýžových slupek na alkalických půdách pozitivní vliv na pH, vlhkost a aktivitu fosfatázy. Nejvýznamnější vliv měl na složení bakteriálního společenství, zejména na bakterie solubilizující fosfáty, což otevřelo nové možnosti pro studium jeho účinků na dostupnost půdního fosforu.

Rahim et al. (2023) ve své studii řeší otázku přirozeného (vymrazování, zvětrávání) i umělého stárnutí biocharu. Před samotným použitím prochází biochar několika procesy umělého stárnutí (chemická oxidace, minerální změny). Tyto procesy stárnutí mohou měnit fyzikálně-chemické a povrchové vlastnosti biocharu, což může v budoucnu zlepšit nebo zhoršit účinnost tohoto materiálu při polních aplikacích a dlouhodobém ukládání uhlíku. Dosud však nebyl proveden výzkum, který by určil, jak by se mohl přirozeně či uměle stárnoucí biochar chovat v půdním prostředí v průběhu času.

Biouhel, známý také jako agrichar, je považován za cenný zdroj s velkým potenciálem využití. Nicméně, stále je potřeba provést další výzkumy, které se zaměří na jeho efektivní využití, strukturu, vlastnosti a možné způsoby modifikace (Qian et al. 2015).

### 3.2.3.6 Šlechtění rostlin

Kvůli poměrně intenzivním zemědělským postupům dochází ke snižování dostupného anorganického fosfátu v půdách. Tento fakt motivuje agronomy, technology, a především šlechtitele rostlin k vytváření nových odrůd a plodin, schopných se přizpůsobit podmínkám s nižším obsahem fosforu. Je proto zapotřebí moderních šlechtitelských metod, které umožní vývoj nových odrůd (Veneklaas et al. 2012).

Fosfor rostliny obvykle přijímají z půdy jako anorganický fosfát (Pi). Jakmile se dostane do rostliny, přemění se Pi na organické formy, jako je například adenosintrifosfát (ATP) a adenosindifosfát (ADP), které figurují v rámci přenosu energie. Pi je využíván také k tvorbě dalších důležitých organických sloučenin, jako jsou nukleové kyseliny, fosfolipidy a další (Plaxton & Lambers 2015).

Podle Khan et al. (2023) je proto nezbytné uvědomění si zásadní role stomat v kontextu dynamiky fosforu a reakcí na abiotické stresy, protože je klíčovým předstupněm pro vypracování účinných strategií pro zlepšení výkonnosti rostlin a posílení tolerance vůči stresům. Objasněním složitých molekulárních drah zapojených do signalizace fosforu a regulací stomat, mohou vědci odhalit nové cesty pro vylepšení plodin. Pro zahájení éry vysoce výnosných odrůd s výjimečnou tolerancí k nedostatku fosforu, zvýšenou účinností jeho využití a bezkonkurenční odolnosti vůči abiotickým stresům je ještě potřeba dalších výzkumů.

Moderní strategie získávání a využívání fosforu zahrnují tradiční přístupy šlechtění i transgenní technologie. Deficit fosforu spouští molekulární procesy, které vedou k biochemickým změnám usnadňující zachování i získávání fosforu. Rostliny reagují na

nedostatek fosforu zapojením více než 100 genů, o kterých se předpokládá, že jsou souhlasně vylučovány a tvoří součást jednoho regulačního systému, jehož reakce probíhají synchronně (Raghothama 1999).

Rostliny přijímají fosfor z rhizosféry, ten se následně mobilizuje pro produkci biomasy. Tento proces je velmi důležitý a známý jako **účinnost využití fosforu neboli PUE** (Wiel et al. 2016). PUE je poměrně komplexní vlastnost, která je ovlivněná různými faktory, jako je například energetická bilance a účinnost využití vody. Tyto a mnohé další faktory také ovlivňují výnosnost plodin (Jin et al. 2005). Efektivní a účinná mobilizace fosforu v rostlinách je naprosto klíčový proces, který probíhá například recyklací fosforu ze starších rostlinných částí nebo využitím vakuol pro ukládání fosfátu při přebytku metabolických potřeb v cytoplasmě (Wiel et al. 2016). Jiná strategie pro vylepšení vnitřní PUE zahrnuje přizpůsobení metabolismu pěstovaných rostlin nižším požadavkům na příjem fosforu, například nahrazením sulfo- nebo galakto- lipidů v membránách (Lambers et al. 2012).

Bello (2021) uvádí, že je zlepšení PUE plodin účinným nástrojem pro minimalizaci používání P-hnojiv, ochranu životního prostředí před eutrofizací a zabezpečení globálních zdrojů fosforečných minerálů. Podle Wang et al. (2010) je využití genetické variability plodin pro znaky PUE, především kořenů v rámci různých genofondových skupin luskovin poměrně účinným přístupem pro zlepšení PUE. Pochopení genetických a molekulárních studií o biologii kořenů zahrnující i mobilizaci nerozpustného a organického fosforu pro příjem, translokaci a vnitřní využití by mohlo otevřít nové možnosti zlepšení PUE luskovin. Lynch (2007) ve své publikaci pojednává o gravitropismu bazálních kořenů, tvorbě adventivních kořenů a bočním větvení, což jsou geneticky řízené znaky. Právě tato genetická variabilita v rámci délky a hustoty kořenového vlášení, je důležitá pro získávání imobilních živin z neúrodných půd, jako je fosfor a draslík. U fazolu obecného se vyskytují některé lokusy, které ovlivňují kvantitativní znaky pro nízkou toleranci k nedostatku fosforu. Toho je možné využít jako selekční kritérium pro šlechtění odrůd.

Již zmíněný zvýšený růst kořenů umožňuje rostlinám si osvojit více fosforu na jednotku délky kořene. Zhang (2007) předkládá tři hlavní strategie pro dosažení této schopnosti: molekulární šlechtění, využití transgenních látek a moderní zemědělské postupy. Molekulární šlechtění využívá poznatků o vysoké toleranci některých plodin k nedostatku fosforu, což ve finále poskytuje nové zdroje pro vývoj odrůd s vyšším výnosem v podmínkách s nedostatkem fosforu a vyznačující se i lepšími schopnostmi pro příjem fosforu.

Druhou strategií je **vývoj transgenních rostlin**. V minulosti proběhlo již několik experimentů zaměřených na zlepšení získávání fosforu pomocí genového inženýrství, které využívá specifické rostlinné, houbové či bakteriální geny, jež podporují rozpustnost fosforu v půdě. I přes pozitivní výsledky těchto experimentů nebyly doposud schváleny žádné transgenní linie pro komerční pěstování. Genové inženýrství i nadále zůstává kontroverzní záležitostí s přísnou regulační kontrolou. Navíc jsou jednotlivé odrůdy rostlin velmi variabilní a každá má odlišné genetické pozadí s rozdílnou reakcí na nedostatek fosforu v půdě. Z toho vyplývá, že přenos jednoho genu na různá genetická pozadí může vést k odlišným výsledkům (Ramaekers et al. 2010).

Jha et al. (2023) uvádějí, že se nově objevují nástroje pro editaci genomu, které by mohly být vhodnou alternativou transgenního postupu pro zavádění genů PUE s velkou přesností do známých genomických oblastí pro vývoj zrnových luskovin s vysokým PUE. Na závěr

autoři uvádějí, že je integrace různých přístupů, včetně genetiky, možná a vítaná. Molekulární biologie a možnost editace genomu by mohly pomoci vytvořit luskoviny, které budou přežívat v prostředí s nízkým obsahem fosforu a zároveň budou schopné udržet v chodu globální potravinovou bezpečnost.

Další strategií, jak minimalizovat a mít pod kontrolou nadměrné ztráty živin, je pomocí arbuskulárních mykorhizních hub nebo mykorhizy. **Arbuskulární mykorhiza** je nejrozšířenější suchozemský symbiotický vztah, který je využíván u velké většiny suchozemských druhů rostlin (70–90 %) (Parniske 2008). Zkráceně jde v tomto vztahu o vzájemnou výpomoc, kdy dochází k výměně látek mezi houbou a rostlinou. Houba rostlině dodává například fosfor a jiné živiny a od rostliny získává redukovaný uhlík (Jacobsen et al. 2005). Smith & Read (1997) uvádějí, že množství takto přijatého fosforu prostřednictvím kořenů, které byly kolonizované mykorhizními houbami, může být 3–5krát vyšší než v kořenech nemykorrhizních.

Arbuskulární mykorhizní houby přináší mnoho výhod, které spočívají ve schopnosti rozšiřování hyf a jejich pronikání do velkého objemu půdy, především v oblastech s nízkým obsahem fosforu a mimo zónu kořenového systému. Toto je jedna z mála nedostatečně využívaných metod, jak lze redukovat používání fosforečných hnojiv a zlepšit udržitelnost zemědělství (Zhang et al. 2018).

Z hlediska konkrétních případů byly v mnoha studiích při nízkých hladinách dostupného fosforu pozorovány významné rozdíly v reakci na mykorhizu mezi inbreedními liniemi kukuřice, kde genotypy s nižší hmotností sušiny výhonů vykazovaly větší růstový přírůstek než ty s vyšší hmotností. Je potřeba provést další výzkumy, které se zaměří na genotypovou variabilitu v reakci na mykorhizní symbiózu a vliv podmínek výživy fosforem (Kaeppeler et al. 2000).

Beslemes et al. (2023) prováděli pokusy na porostu dvouřadého ječmene, kdy došlo k inokulaci parcel AMF, což mělo za následek výrazné zvýšení výšky rostlin a indexu listové plochy. Došlo ke zvýšení celkové biomasy a také vyššímu výnosu semen i při nižším vstupu N i P. Inokulace AMF může tedy v důsledku přinést vynikající výsledky v případě nahrazení anorganických vstupů organickými.

Ma et al. (2023) v rámci 35letého pokusu došli k závěru, že v chladných klimatických oblastech byla zaznamenána nižší diverzita AMF. S rostoucím množstvím dostupného P v půdě a rostoucí zeměpisnou šířkou dochází ke snižování množství AMF. Míra kolonizace AMF a početnost spor klesala s dostupným fosforem v půdě a rostla s pH půdy i průměrným ročním úhrnem srážek.

Tato cesta představuje slibný potenciál pro zlepšení efektivity získávání fosforu pomocí mykorhizního vztahu, ale zároveň vyžaduje další výzkumy v oblasti symbiotických interakcí, aby poskytly základy pro šlechtění a genetickou úpravu plodin s vyšší schopností využití mykorhizy a získávání fosforu touto cestou (Ramaekers et al. 2010).

V nedávné studii se Rui et al. (2023) zabývali rolí přenašečů fosforu a dusíku v arbuskulární mykorhizní symbióze. Tyto přenašeče patřící rostlině nebo AM houbě mohou synergicky zvládat transmembránový přenos půdních živin na symbiotické rozhraní pro další příjem rostlinou. Již bylo dosaženo značného pokroku při objasňování tohoto mechanismu, přesto však stále zbývá zodpovědět řadu dalších otázek. Autoři studie uvádějí, že zapojení AM hub do příjmu dusíku není tak jasně definováno jako u fosforu. Proto je důležité pochopit

mechanismus, asimilaci, translokaci i přenos N do rostliny. Dále doporučují provést další studie, které napomohou k pochopení úlohy mykorhizních cest příjmu P a N. Autoři také zdůrazňují potřebu důkladného prozkoumání symbiotického stavu kulturních rostlin s AM houbami, protože se mnoho studií provádělo především na modelových rostlinách. Závěrem ještě tvůrci podotýkají, že by se měl budoucí výzkum zaměřit na analýzu transkriptomických a metabolických sítí jak na rozhraní půda–houba, tak i houba–rostlina, aby se otevřely nové perspektivy pro pochopení regulačních sítí signalizace živin zprostředkovaných symbiózou.

## 4 Metodika

### 4.1 Metodika

Studie vychází z dlouhodobého přesného polního experimentu založeného roku 1992 na experimentální stanici v Červeném Újezdě (50°4'22"N, 14°10'19"E) v České republice. Základní charakteristiky stanoviště jsou uvedeny v Tabulce 6. Pět sledovaných variant včetně kontroly bylo čtyřikrát opakováno. Všechna opakování byla realizována v náhodném blokovém uspořádání s velikostí parcely 170 m<sup>2</sup>. Během pokusu byly pěstovány následující hybridy kukuřice: Malta (1993–1995), DK 205 (1996), Torena (1997 a 1998), DK 254 (1999), Compact (2000), Etendard (2001–2003), Rivaldo (2004–2011), RGT Indexx (2012–2014) a RGT Sixxtus (2015–2019) Hustota výsevu činila 80 000 rostlin/ha. Od roku 1993 byla minerální dusíkatá hnojiva aplikována před setím každý rok na jaře. Fosfor, draslík a hořčík byly aplikovány od podzimu roku 1992. Kompletní systém hnojení je uveden v Tabulce 7. Každou podzimní sezónu (v září nebo listopadu) byla provedena orba do hloubky 25 cm k zapravení strniště, fosforu, draslíku a hořčíku. Příprava půdy kultivátorem byla provedena vždy na jaře (obvykle ve druhé polovině března) k rozrušení zbytků po orbě. Po této fázi (v dubnu nebo na začátku května) následovalo hnojení dusíkem spojené s vláčením a následným setím. Chemická ochrana rostlin během vegetace byla prováděna pouze proti plevelům podle aktuální situace. Škůdci a choroby nebyly eliminovány z důvodu jejich nízkého výskytu.

Tabulka 6: Základní charakteristiky stanoviště Červený Újezd

nadmořská výška	410
pHCaCl <sub>2</sub>	6.7
kationtová výměnná kapacita (mmol <sub>+</sub> /kg <sup>1</sup> )	118
průměrná roční teplota (°C)	7.7
průměrný roční úhrn srážek (mm)	493
půdní typ	luvizem haplická <sup>1</sup>
textura půdy	hlinitá <sup>1</sup>
jíl (%)	5.4
prach (%) (0.002–0.05 mm)	68.1
písek (%) (0.05–2 mm)	26.5
objemová hmotnost ornice (g/cm <sup>3</sup> )	1.50
hloubka ornice (cm)	30
podíl půdní organické hmoty (%)	1.26 <sup>2</sup>
reziduální obsah P (lučavka královská, kg ha <sup>-1</sup> )	4258
P (Mehlich 3; mg P/kg)	158 <sup>3</sup>

Pozn.: Hloubka odběru vzorků 0-30 cm

<sup>1</sup>Natural Resource Conservation Service – United States Department of Agriculture,

<sup>2</sup>CNS analyzátor (Elementar Analysensysteme, Německo); Po odstranění C z uhlíčitanů

<sup>3</sup>Obsah P v době založení pokusu (1993).



Tabulka 7: Aplikované živiny (kg/ha/rok)

varianta	roční dávky živin				
	N	P	K	Mg	S
kontrola	0	0	0	0	0
síran amonný	120	0	0	0	142
DAM390	120	0	0	0	0
DAM390+PK	120	31.5	150	0	0
DAM	120	31.5	0	60	84

DAM390 – dusičnan amonný a močovina (30 % N); P – trojitý superfosfát (21 % P); K – draselná sůl (50 % K); Mg – síran hořečnatý (15 % Mg)

#### 4.1.1 Výnosové parametry a obsah fosforu v nadzemní biomase

Dva řádky nadzemní biomasy kukuřice (20 m<sup>2</sup> na parcelu) byly sklizeny při silážní zralosti (přibližně 65% obsahu vlhkosti biomasy, vegetační fáze BBCH 75). K získání výnosu sušiny nadzemní biomasy a vzorků na další analýzy byly odebrány reprezentativní dílčí vzorky pěti rostlin, které byly nařezány mechanickou řezačkou, zváženy a následně sušeny na konstantní hmotnost při 40 °C po dobu minimálně 72 hodin. Poté byly vzorky jemně namlety (<1 mm, Retsch SM100), Německo). Obsah fosforu v nadzemní biomase byl stanoven metodou suchého rozkladu (Mader et al., 1998). Rostlinné vzorky jsou vždy archivovány. Obsah fosforu byl měřen pomocí optické emisní spektroskopie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES; Agilent technology 720, Mulgrave, Austrálie). Na základě obsahu P v rostlinách a výnosu sušiny byl následně vypočten i odběr P rostlinami.

#### 4.1.2 Přibližná bilance fosforu

Do přibližné bilance fosforu jsou zahrnuty pouze celkové vstupy P v hnojivech a výstupy odběrem rostlin (Carmo et al. 2017). Není naopak zahrnut odběr P plevely ani vyplavení do spodních vod a povrchový odtok. Dle výsledků z lyzimetrů (nepublikováno) jsou pravděpodobné ztráty P vyplavováním zanedbatelné.

## 4.2 Analýzy půdy

#### 4.2.1 Okamžitě dostupný fosfor stanovený demineralizovanou vodou

Extrakty byly zhotoveny dle Luscombe et al. (1979). Ke 2 g vzorku bylo doplněno 20 ml demineralizované vody. Vzorky byly třepány 2 hodiny a následně odstředěny při 9500 otáčkách za minutu. Vzniklé extrakty byly analyzovány na obsah fosforu optickým emisním spektrometrem s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES).

#### 4.2.2 Obsah fosforu, železa a hliníku stanovený metodou Mehlich 3

Ke stanovení obsahu přístupného P, Al a Fe byl použit extrakční roztok Mehlich 3 (Mehlich, 1984) složený z CH<sub>3</sub>COOH (0,2 mol/l), NH<sub>4</sub>F (c=0,015 mol/l), HNO<sub>3</sub> (c=0,013 mol/l), NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (c=0,25 mol/l) a EDTA (c=0,001 mol/l). Poměr zeminy a vyluhovadla činil 1:10 (10g zeminy, 100 ml vyluhovadla). Třepání na třepačce VWR®Advanced 15000 Orbital Shaker probíhalo po dobu 10 min. Získaný roztok byl filtrován (filtrační papíry č. 388). Pro vyloučení chyby měření byly extrakty zhotoveny ve dvou opakováních. Obsahy P, Fe a Al v extraktech byly měřeny ICP-OES.

#### 4.2.3 Reziduální fosfor stanovený lučavkou královskou

Koncentrace reziduálního fosforu v půdě byla stanovena modifikovanou metodou ISO: 11466 1995 s použitím lučavky královské (HCl:HNO<sub>3</sub> – 3:1). Modifikace spočívala ve využití vysokotlakého mikrovlnného rozkladu, pozdějšího odpaření vzorků pomocí topné desky (150 °C) a následném kvantitativním převedení destilovanou vodou do skleněné zkumavky o konečném objemu 25 ml. Obsah fosforu byl měřen přístrojem ICP-OES.

#### 4.2.4 Stanovení organického a minerálního podílu fosforu

Půdní vzorky byly namlety na velikostní frakci <0,1 mm. V takto připravených vzorcích byl stanoven celkový minerální fosfor dle metody Saunders a Williams (1955), kdy bylo 0,6 g vzorku třepáno po dobu 16 hod. s 30 ml 0,5 mol/l H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Vzorky byly poté odstředěny a v supernatantu byl měřen obsah minerálního P (P<sub>min</sub>). Obsah organického fosforu byl vypočten odečtením P<sub>min</sub> od obsahu reziduálního fosforu stanoveného v lučavce královské.

#### 4.2.5 Sorpční charakteristiky fosforu

Sorpční charakteristiky P byly vypočteny dle Elbasiouny et al., (2020) a Jalali & Jalali, (2017) z údajů získaných metodou Mehlich 3, konkrétně obsahů P, Fe a Al. Sorpční index P (PSI) byl vypočten podle následující rovnice:

$$PSI \text{ (mmol/kg)} = (Fe+Al) * 0,5$$

Přičemž Fe a Al jsou obsahy železa a hliníku v mmol/kg půdy.

Stupeň nasycení půdy fosforem (DPS) byl vypočten následovně:

$$DPS \text{ (%) } = P/PSI,$$

kde P představuje obsah fosforu v mmol/kg půdy.

## 5 Výsledky

Tato část diplomové práce je zaměřena na zhodnocení vývoje výnosů a odběrů fosforu rostlinami kukuřice pěstované v monokultuře. Dále jsou charakterizovány změny obsahu různých forem fosforu v půdě v závislosti na hnojení. Prostřednictvím bilance fosforu a sorpčních ukazatelů je určena nejvhodnější varianta hnojení a odhadnuto riziko případného vyplavování fosforu.

### 5.1 Zhodnocení vývoje výnosů a odběrů fosforu rostlinami kukuřice

Pokus byl založen v roce 1993 na stanovišti Červený Újezd. V rámci této diplomové práce je zkoumáno celkem 5 variant hnojení s jednotnou dávkou dusíku 120 kg/ha/rok s výjimkou kontroly, která nebyla hnojena. Pro hnojení jsou použita minerální hnojiva: síran amonný, dusičnan amonný s močovinou (DAM390), DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg.

Fosfor je aplikován ve formě trojitého superfosfátu, draslík v draselné soli a hořčík v Kieseritu. Každá varianta je 4krát opakována. Pro účely této diplomové práce jsou využita data z let 1996–2019 a výsledky jsou znázorněny v následujících kapitolách prostřednictvím tabulek a grafů.

#### 5.1.1 Zhodnocení vývoje výnosů rostlin kukuřice

V průběhu 24 let (1996–2019), kdy byl prováděn tento dlouhodobý pokus, lze dle tabulky 8 konstatovat, že existuje statisticky významný rozdíl mezi kontrolou a všemi variantami minerálního hnojení.

*Tabulka 8: Průměrné výnosy biomasy kukuřice pěstované v monokultuře v tříletých intervalech během let 1996–2019 (t/ha)*

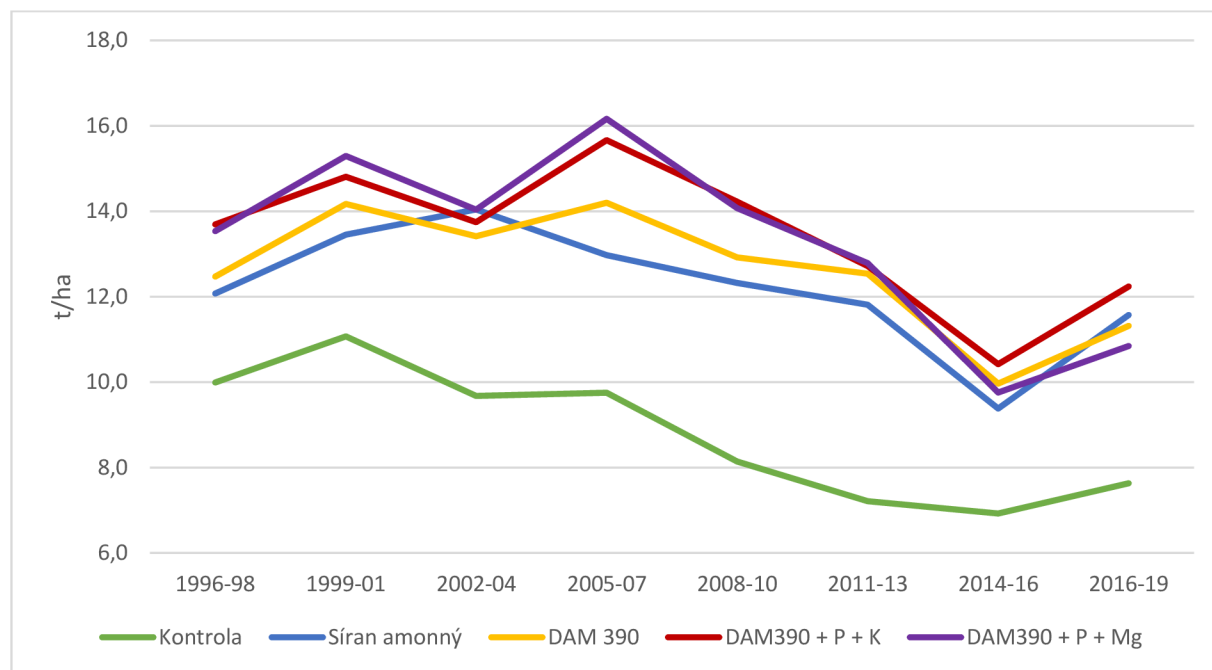
Varianta	1996-98	1999-01	2002-04	2005-07	2008-10	2011-13	2014-16	2017-19
Kontrola	10,0 <sup>b</sup>	11,1 <sup>b</sup>	9,7 <sup>b</sup>	9,7 <sup>b</sup>	8,1 <sup>b</sup>	7,2 <sup>b</sup>	6,9 <sup>b</sup>	7,6 <sup>b</sup>
Síran amonný	12,1 <sup>a</sup>	13,5 <sup>a</sup>	14,0 <sup>a</sup>	13,0 <sup>ab</sup>	12,3 <sup>a</sup>	11,8 <sup>a</sup>	9,4 <sup>a</sup>	11,6 <sup>a</sup>
DAM390	12,5 <sup>a</sup>	14,2 <sup>a</sup>	13,4 <sup>a</sup>	14,2 <sup>a</sup>	12,9 <sup>a</sup>	12,5 <sup>a</sup>	10,0 <sup>a</sup>	11,3 <sup>a</sup>
DAM390 + P + K	13,7 <sup>a</sup>	14,8 <sup>a</sup>	13,7 <sup>a</sup>	15,7 <sup>a</sup>	14,2 <sup>a</sup>	12,7 <sup>a</sup>	10,4 <sup>a</sup>	12,2 <sup>a</sup>
DAM390 + P + Mg	13,5 <sup>a</sup>	15,3 <sup>a</sup>	14,0 <sup>a</sup>	16,2 <sup>a</sup>	14,1 <sup>a</sup>	12,8 <sup>a</sup>	9,8 <sup>a</sup>	10,8 <sup>ab</sup>

Pro lepší znázornění rozdílů mezi kontrolou a ošetřenými variantami je využit Graf 1, ve kterém je vidět postupný vývoj průměrných výnosů rostlin kukuřice pěstované v monokultuře v Červeném Újezdu ve tříletých intervalech. Výnos kukuřice je udáván v t/ha.

Z grafu je patrné, že ostatní varianty hnojení vykazovaly vždy vyšší výnosy než nehnojená kontrola. Z variant hnojených minerálními hnojivy pak nejnižší průměrný výnos vykazovala varianta hnojená síranem amonným. Naopak nejvyšší průměrné výnosy byly pozorovány u hnojení DAM390 + P + K.

Při porovnání roku 1996 (začátek sledování) s rokem 2019 (konec sledování) lze konstatovat, že u každé z hnojených variant – včetně nehnojené kontroly, došlo v průběhu sledovaných 24 let ke snížení výnosů rostlin kukuřice.

*Graf 1: Vývoj průměrných výnosů rostlin kukuřice pěstované v monokultuře v tříletých intervalech během let 1996–2019*



Nejnižší výnos rostlin kukuřice byl pozorován na nehnojené kontrole, kde celkový průměrný výnos činil 8,8 t/ha. Naopak nejvyšší výnos byl zaznamenán na variantě DAM390 + P + K s průměrnou hodnotou výnosu 13,4 t/ha. Podobného výnosu bylo dosaženo i na variantě DAM390 + P + Mg, který činil 13,3 t/ha.

Nejnižší výnos z hnojených variant vykazovala varianta se síranem amonným, kde bylo dosaženo hodnoty 12,2 t/ha a varianta DAM390 s průměrným výnosem 12,6 t/ha.

### 5.1.2 Zhodnocení odběrů fosforu rostlinami kukuřice

V tabulce 9 jsou uvedeny průměrné hodnoty odběrů fosforu rostlinami kukuřice pěstované v monokultuře ve tříletých intervalech. Z tabulky lze vyčíst, že existuje statisticky významný rozdíl mezi kontrolou a variantami minerálního hnojení. Dále je patrná podobnost mezi jednotlivými variantami dusíkatého minerálního hnojení, kdy v obou případech (síran amonný, DAM390) vycházely srovnatelné hodnoty. Stejně tomu je i u variant s fosforečnými minerálními hnojivy. Nejvyšších hodnot průměrného odběru fosforu pak dosahovaly varianty s fosforečným hnojivem (DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg).

Tabulka 9: Průměrné odběry fosforu rostlinami kukuřice pěstované v monokultuře ve tříletých intervalech v letech 1996–2019 (kg/ha)

varianta	1996-98	1999-01	2002-04	2005-07	2008-10	2011-13	2014-16	2017-19
Kontrola	19,7 <sup>ab</sup>	18,2 <sup>b</sup>	21,9 <sup>b</sup>	20,2 <sup>c</sup>	15,4 <sup>a</sup>	12,0 <sup>b</sup>	13,9 <sup>c</sup>	17,5 <sup>a</sup>
Síran amonný	18,9 <sup>a</sup>	26,9 <sup>a</sup>	26,7 <sup>a</sup>	26,9 <sup>ac</sup>	19,0 <sup>ab</sup>	15,5 <sup>ab</sup>	15,8 <sup>ac</sup>	21,7 <sup>ab</sup>
DAM390	19,7 <sup>ab</sup>	30,2 <sup>a</sup>	26,9 <sup>a</sup>	29,9 <sup>ab</sup>	21,7 <sup>bc</sup>	22,7 <sup>a</sup>	18,3 <sup>ab</sup>	24,5 <sup>ab</sup>
DAM390 + P + K	26,8 <sup>c</sup>	31,9 <sup>a</sup>	29,0 <sup>a</sup>	33,5 <sup>ab</sup>	24,7 <sup>cd</sup>	16,0 <sup>ab</sup>	21,3 <sup>b</sup>	29,3 <sup>b</sup>
DAM390 + P + Mg	25,6 <sup>bc</sup>	32,0 <sup>a</sup>	25,5 <sup>ab</sup>	35,3 <sup>b</sup>	26,3 <sup>d</sup>	21,2 <sup>a</sup>	18,1 <sup>ab</sup>	24,0 <sup>ab</sup>

Nejnižší odběry fosforu byly zaznamenány na kontrole, tedy na variantě, kde nebylo aplikováno žádné minerální hnojení. Celkový průměrný odběr fosforu za 24 let pokusu na nehnojené kontrole činil 416 kg/ha.

Naopak nevyšší odběry fosforu byly zaznamenány na variantách hnojených fosforečnými minerálními hnojivy. Varianta s použitím hnojiva DAM390 + P + K měla za stejnou dobu pokusu (24 let) oproti kontrole o více než 200 kg/ha vyšší odběr, kdy celkový odběr fosforu byl 637 kg/ha. Podobnou hodnotu vykazovala i varianta DAM390 + P + Mg, kde celkový odběr fosforu činil 624 kg/ha.

U obou variant s použitím dusíkatých minerálních hnojiv nebyl odběr fosforu tak vysoký, jako u variant s fosforečným hnojením, ale i tak byl průměrný odběr fosforu u varianty s použitím síranu amonného (514 kg/ha) o necelých 100 kg vyšší v porovnání s kontrolou. Průměrný odběr fosforu rostlinami kukuřice u varianty DAM390 byl 581 kg/ha.

## 5.2 Charakteristika změn obsahů různých forem fosforu v půdě

### 5.2.1 Biologicky přístupné formy fosforu v půdě

V půdě byl v rámci tohoto 24letého pokusu jednou za 2–4 roky změřen obsah různých forem fosforu. Přístupné formy fosforu v půdě byly zjišťovány prostřednictvím analýzy Mehlich 3 a okamžitě přístupný fosfor byl stanoven demineralizovanou vodou a vždy následným měřením optickým emisním spektrometrem s indukčně vázaným plazmatem.

Obsahy fosforu analýzou Mehlich 3 a analýzou ve vodném výluhu půdy jsou znázorněny v tabulkách 10 a 11.

Obsah fosforu v půdě stanovený metodou Mehlich 3 dosahoval hodnot v rozmezí 102–179 mg/kg. Zatímco u obsahu fosforu stanoveného ve vodném výluhu půdy, který reflektuje množství okamžitě přístupného fosforu pro rostliny, byly naměřeny hodnoty mezi 8,20–20,4 mg/kg.

V tabulce 10 je zobrazen obsah fosforu v půdě metodou **Mehlich 3**. Obsah fosforu byl stanoven v letech 1997, 2001, 2004, 2008, 2010, 2013, 2016 a 2019. V období 1997–2013 nebyly zaznamenány statisticky významné rozdíly mezi jednotlivými variantami hnojení a kontrolou.

Změna nastala v letech 2016 a 2019, kde jsou již patrné statisticky významné rozdíly mezi variantami hnojení s použitím minerálních dusíkatých a fosforečných hnojiv a nehnojené kontroly. Především lze pozorovat významný rozdíl mezi variantami hnojenými fosforečnými hnojivy oproti kontrole a variantám hnojených dusíkatými hnojivy.

Tabulka 10: Obsah fosforu v půdě – Mehlich 3 (mg/kg)

varianta	1997	2001	2004	2008	2010	2013	2016	2019	průměr
Kontrola	156 <sup>a</sup>	145 <sup>a</sup>	154 <sup>a</sup>	148 <sup>a</sup>	155 <sup>a</sup>	149 <sup>a</sup>	147 <sup>ab</sup>	141 <sup>ab</sup>	149 <sup>a</sup>
Síran amonný	131 <sup>a</sup>	127 <sup>a</sup>	126 <sup>a</sup>	112 <sup>a</sup>	136 <sup>a</sup>	122 <sup>a</sup>	114 <sup>a</sup>	113 <sup>ab</sup>	123 <sup>a</sup>
DAM390	139 <sup>a</sup>	129 <sup>a</sup>	124 <sup>a</sup>	114 <sup>a</sup>	128 <sup>a</sup>	118 <sup>a</sup>	109 <sup>a</sup>	102 <sup>b</sup>	120 <sup>a</sup>
DAM390 + P+ K	145 <sup>a</sup>	142 <sup>a</sup>	154 <sup>a</sup>	160 <sup>a</sup>	161 <sup>a</sup>	173 <sup>a</sup>	171 <sup>b</sup>	168 <sup>a</sup>	159 <sup>a</sup>
DAM390 + P + Mg	166 <sup>a</sup>	153 <sup>a</sup>	153 <sup>a</sup>	159 <sup>a</sup>	165 <sup>a</sup>	175 <sup>a</sup>	179 <sup>b</sup>	176 <sup>a</sup>	166 <sup>a</sup>

Z tabulky 10 lze také pozorovat postupný pokles obsahu fosforu u nehnojené kontroly. Na počátku sledování pokusu (v roce 1997) byl obsah roven 156 mg/kg, a na konci sledovaného období (v roce 2019) 141 mg/kg. Rozdíl tedy činil 15 mg/kg.

Výraznější pokles obsahu fosforu v půdě je vidět i u variant s minerálními dusíkatými hnojivy, zejména u varianty DAM390. Rozdíl mezi počátkem a koncem sledovaného období byl 37 mg/kg – v roce 1997 byla naměřena hodnota 139 mg/kg a v roce 2019 pak 102 mg/kg. Průměrný obsah za celé sledované období je u této varianty 120 mg/kg, což je o 29 mg/kg méně, než u kontroly. U varianty se síranem amonným činil rozdíl mezi sledovanými roky 18 mg/kg.

Vzrůstající tendenci obsahu fosforu v půdě mezi lety 1997–2019 vykazovaly varianty hnojené minerálními fosforečnými hnojivy, přičemž pozvolný nárůst byl pozorován od roku 2004, ale za významný nárůst obsahu fosforu v půdě je možné pozorovat až ten od roku 2010. Nejvyšší nárůst byl zaznamenán u varianty DAM390 + P + K – na počátku pěstování bylo naměřeno 145 mg/kg, poté následoval mírný pokles, a na konci sledovaného období (v roce 2019) byl obsah fosforu v půdě roven 168 mg/kg. Celkový rozdíl mezi lety 1997–2019 činil 23 mg/kg.

Varianta DAM390 + P + Mg se vyznačovala nejvyšším průměrným obsahem fosforu (166 mg/kg) v průběhu celého sledovaného období. Celkový nárůst byl však oproti variantě s DAM390 + P + K nižší – činil 10 mg/kg (ze 166 mg/kg se obsah fosforu v půdě zvýšil na 176 mg/kg).



Podobné konečné výsledky jako u analýzy Mehlich 3, bylo možné sledovat i u fosforu extrahovaného z **vodného výluhu půdy**. V porovnání s metodou Mehlich 3 má analýza vodným výluhem půdy výrazně nižší hodnoty.

Z tabulky 11 lze v období od roku 2013 do roku 2019 pozorovat statisticky významné rozdíly mezi kontrolou a variantami s použitím minerálních dusíkatých hnojiv oproti variantám s minerálními fosforečnými hnojivy. Do té doby nebyly kromě roku 2008 zjištěny významné rozdíly.

Již od úplného počátku sledovaného období (1997) však bylo možné pozorovat rozdílné obsahy fosforu ve vodném výluhu půdy mezi nehnojenou kontrolou a oběma variantami minerálního dusíkatého hnojení oproti variantám s minerálním fosforečným hnojivem.

*Tabulka 11: Obsah fosforu ve vodném výluhu půdy (mg/kg)*

varianta	1997	2001	2004	2008	2010	2013	2016	2019	průměr
Kontrola	16,5 <sup>a</sup>	13,8 <sup>a</sup>	15,0 <sup>a</sup>	13,1 <sup>ab</sup>	15,1 <sup>a</sup>	10,9 <sup>a</sup>	11,6 <sup>a</sup>	10,2 <sup>a</sup>	13,3 <sup>ab</sup>
Síran amonný	15,1 <sup>a</sup>	13,9 <sup>a</sup>	15,0 <sup>a</sup>	12,8 <sup>ab</sup>	15,1 <sup>a</sup>	11,4 <sup>a</sup>	10,0 <sup>a</sup>	8,4 <sup>a</sup>	12,7 <sup>ab</sup>
DAM390	14,7 <sup>a</sup>	12,6 <sup>a</sup>	11,7 <sup>a</sup>	10,8 <sup>b</sup>	13,1 <sup>a</sup>	9,7 <sup>a</sup>	8,7 <sup>a</sup>	8,2 <sup>a</sup>	11,2 <sup>a</sup>
DAM390 + P+ K	16,8 <sup>a</sup>	15,4 <sup>a</sup>	18,0 <sup>a</sup>	18,2 <sup>a</sup>	19,3 <sup>a</sup>	17,8 <sup>b</sup>	19,0 <sup>b</sup>	18,7 <sup>b</sup>	17,9 <sup>bc</sup>
DAM390 + P + Mg	20,3 <sup>a</sup>	14,4 <sup>a</sup>	18,1 <sup>a</sup>	18,7 <sup>a</sup>	18,9 <sup>a</sup>	18,4 <sup>b</sup>	19,6 <sup>b</sup>	20,4 <sup>b</sup>	19,0 <sup>c</sup>

U variant s kontrolou a minerálními dusíkatými hnojivy je kromě roku 2010 patrná tendence poklesu obsahu fosforu ve vodném výluhu půdy.

Během pozorování (1997–2019) došlo u varianty s nehnojenou kontrolou k poklesu obsahu fosforu ve vodném výluhu půdy z 16,5 mg/kg na 10,2 mg/kg, tedy o 6,3 mg/kg.

K výraznějšímu poklesu množství fosforu obsaženého ve vodném výluhu půdy došlo u variant s použitím minerálních dusíkatých hnojiv. Varianta se síranem amonným vykazovala celkový pokles během let 1997–2019 o 6,7 mg/kg a varianta hnojená DAM390 o 6,5 mg/kg.

Podobné trendy se projeví i u celkového průměrného obsahu, kde je zřetelný rozdíl mezi nehnojenou kontrolou a variantami s minerálním dusíkatým hnojením, kdy je možné pozorovat, že obsah fosforu byl u variant se síranem amonným a DAM390 vždy nižší než u nehnojené kontroly. Významnější rozdíly lze následně sledovat oproti variantám s použitím minerálních fosforečných hnojiv.

U varianty DAM390 byly naměřeny během celého sledovaného období nejnižší obsahy fosforu ve vodném výluhu půdy. Průměrný obsah činil 11,2 mg/kg, což je oproti nehnojené kontrole (13,3 mg/kg) o 2,1 mg/kg méně a oproti variantě DAM390 + P + Mg (19,0 mg/kg) o 7,8 mg/kg.

Nejvyššího průměrného obsahu fosforu ve vodném výluhu půdy (19,0 mg/kg) dosáhla varianta hnojená DAM390 + P + Mg. Druhá nejvyšší hodnota (17,9 mg/kg) byla pozorována také u varianty s použitím fosforečného hnojiva DAM390 + P + K.

V průběhu sledovaného období byl u variant hnojených minerálními fosforečnými hnojivy zaznamenán mírný pokles obsahu fosforu ve vodném výluhu půdy v roce 2001, zatímco v dalších letech je již sledován postupný nárůst a udržování obsahu na konstatní úrovni s mírnými odchylkami.

## 5.2.2 Organický a minerální fosfor v půdě a reziduální obsah fosforu

Stabilní formy fosforu v půdě byly stanoveny ve třech konkrétních letech. V roce 1997, tedy na počátku sledovaného období, pak v roce 2008, což je zhruba v polovině experimentu a poslední analýza byla provedena v roce 2019. V tabulce 12 jsou charakterizovány jednotlivé formy fosforu v půdě v letech 1997, 2008 a 2019. Je zde uveden obsah minerálního a organického fosforu v půdě v mg/kg, dále pak i podíl organického fosforu v procentech z celkového a reziduální fosfor stanovený lučavkou královskou v mg/kg.

Tabulka 12: Minerální, organický, reziduální P v půdě (mg/kg) a podíl organického P (%)

rok	formy fosforu	kontrola	síran amonný	DAM390	DAM390 + P + K	DAM390 + P + Mg
1997	P minerální	415 <sup>a</sup>	382 <sup>a</sup>	397 <sup>a</sup>	401 <sup>a</sup>	426 <sup>a</sup>
	P organický	191 <sup>a</sup>	191 <sup>a</sup>	164 <sup>a</sup>	184 <sup>a</sup>	161 <sup>a</sup>
	%P org.	31,5 <sup>a</sup>	33,2 <sup>a</sup>	29,0 <sup>a</sup>	31,6 <sup>a</sup>	27,5 <sup>a</sup>
	P reziduální	946 <sup>a</sup>	897 <sup>a</sup>	916 <sup>a</sup>	929 <sup>a</sup>	956 <sup>a</sup>
2008	P minerální	390 <sup>a</sup>	346 <sup>a</sup>	341 <sup>a</sup>	427 <sup>a</sup>	399 <sup>a</sup>
	P organický	179 <sup>a</sup>	210 <sup>a</sup>	201 <sup>a</sup>	199 <sup>a</sup>	188 <sup>a</sup>
	%P org.	37,6 <sup>a</sup>	43,5 <sup>a</sup>	43,1 <sup>a</sup>	40,9 <sup>a</sup>	50,3 <sup>a</sup>
	P reziduální	907 <sup>a</sup>	848 <sup>a</sup>	850 <sup>a</sup>	924 <sup>a</sup>	890 <sup>a</sup>
2019	P minerální	373 <sup>ab</sup>	326 <sup>ab</sup>	320 <sup>b</sup>	418 <sup>a</sup>	417 <sup>a</sup>
	P organický	198 <sup>a</sup>	195 <sup>a</sup>	179 <sup>a</sup>	187 <sup>a</sup>	191 <sup>a</sup>
	%P org.	35,0 <sup>a</sup>	37,4 <sup>a</sup>	35,8 <sup>a</sup>	31,0 <sup>a</sup>	31,5 <sup>a</sup>
	P reziduální	895 <sup>ab</sup>	827 <sup>ab</sup>	811 <sup>a</sup>	904 <sup>ab</sup>	933 <sup>b</sup>

Mezi jednotlivými variantami nebyl v prvním roce pozorování (1997) zaznamenán žádný statisticky významný rozdíl. Ačkoliv nejsou tyto hodnoty průkazné, lze pozorovat trend v poklesu obsahu minerálního a reziduálního fosforu u variant hnojených síranem amonným a DAM390. Hodnoty v těchto případech byly nižší i v porovnání s nehnojenou kontrolou. Hodnoty obou parametrů u nehnojené kontroly byly srovnatelné s oběma variantami minerálního fosforečného hnojení DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg.

Podobné tendence je možné sledovat i v roce 2008. Statisticky významné rozdíly nebyly pozorovány, ale z naměřených hodnot je patrné, že oproti roku 1997 došlo k poklesu obsahu minerálního fosforu u nehnojené kontroly, DAM390, síranu amonného i DAM390 + P + Mg.

V roce 2019 již byly pozorované tendence v některých případech statisticky významné. Minerální i reziduální obsah fosforu v půdě byl oproti nehnojené kontrole, síranu amonnému a DAM390 u variant s minerálním fosforečným hnojením významně vyšší.

Nejnižší hodnota minerálního obsahu fosforu v půdě v roce 2019 byla naměřena u variant s minerálním dusíkatým hnojením, konkrétně se jednalo o DAM390, kde průměrná hodnota byla 320 mg/kg.



Naopak nejvyšší hodnoty byly ve stejném roce (2019) naměřeny u variant s použitím minerálních fosforečných hnojiv. V případě DAM390 + P + K byl obsah minerálního fosforu v půdě 418 mg/kg, což je o 98 mg/kg více než u varianty s použitím hnojiva DAM390. U varianty s DAM390 + P + Mg byla naměřena podobná hodnota – 417 mg/kg.

Rozdíl mezi obsahem minerálního fosforu v půdě roce 2019 se u nehnojené kontroly pohyboval přibližně mezi hnojenými variantami. Rozdíl obsahů mezi kontrolou a DAM390 činil +53 mg/kg a rozdíl mezi kontrolou a DAM390 + P + K byl -45 mg/kg.

Podobné tendence bylo možné pozorovat i u obsahu reziduálního fosforu stanoveného lučavkou královskou. Nejvyšší obsah vykazovala varianta s použitím DAM390 + P + Mg (933 mg/kg). Nejnižší obsah byl naměřen u varianty s použitím hnojiva DAM390, kdy průměrný obsah činil 811 mg/kg. Tento významný rozdíl byl potvrzen i v rámci statistického vyhodnocení.

U nehnojené kontroly byla naměřena hodnota 895 mg/kg. Kontrola v tomto případě vykazovala podobné tendence jako varianty s použitím minerálních fosforečných hnojiv.

V případě organické formy fosforu v půdě nebyl v žádném ze sledovaných let (1997, 2008 a 2019) pozorován statisticky významný rozdíl. Ani hodnoty se v rámci nehnojené kontroly a všech hnojených variant příliš neodlišovaly.

## 5.3 Bilance fosforu a sorpční ukazatele

### 5.3.1 Bilance fosforu

Přibližná bilance fosforu byla charakterizována pouze celkovými vstupy fosforu ve fosforečných hnojivech a výstupy prostřednictvím odběru rostlinami. Do bilance nebyl zahrnutý případný odběr fosforu plevelnými rostlinami ani možnost vyplavení fosforu do spodních vod a povrchový odtok.

V tabulce 13 je znázorněna celková bilance všech variant hnojení i u nehnojené kontroly v průběhu celého pokusu za 24 let (1996–2019).

Průměrná bilance fosforu ve všech variantách se v období 1996–2019 pohybovala od -24 kg/ha do +5,5 kg/ha za rok.

Tabulka 13: Bilance fosforu (kg/ha/24 let)

bilance P (kg/ha/24 let)		
varianta	vstupy	bilance
kontrola	0	-416
síran amonný	0	-514
DAM390	0	-581
DAM390 + P + K	756	+119
DAM390 + P + Mg	756	+132

Zápornou bilanci vykazovaly varianty hnojené dusíkatými minerálními hnojivy a nehnojená kontrola. Nehnojená kontrola měla oproti minerálním dusíkatým hnojivům lepší bilanci fosforu. Nehnojená kontrola měla průměrnou bilanci za jeden rok -17,3 kg/ha, což je o 7,1 kg/ha více než u varianty hnojené DAM390 (-24,2 kg/ha/rok).

Varianta hnojená síranem amonným měla průměrnou roční bilanci také nižší než nehnojená kontrola, a to -21,4 kg/ha za 1 rok.

Nejzápornější bilance byla sledována u varianty DAM390, kde celková bilance za 24 let činila -581 kg/ha, což je oproti kontrole o 165 kg/ha horší výsledek.

Naopak pozitivní bilanci vykazovaly varianty hnojené fosforečnými minerálními hnojivy. Varianta DAM390 + P + Mg vykazovala nejkladnější průměrnou roční bilanci (+5,5 kg/ha). Druhá nejvyšší bilance byla zaznamenána u varianty DAM390 + P + K (+5,0 kg/ha/rok).

Rozdíl mezi celkovou bilancí za celých 24 let pokusu byl u varianty hnojené DAM390 + P + Mg oproti nehnojené kontrole o 548 kg/ha. Ještě významnější rozdíl je zde (DAM390 + P + Mg) možné pozorovat oproti variantě hnojené DAM390, kdy celkový rozdíl činí 713 kg/ha.

### 5.3.2 Sorpční ukazatele

Sorpční charakteristiky jsou velmi důležité pro posuzování schopnosti půdy vázat fosfor. V rámci diplomové práce byl hodnocen **sorpční index** (mmol/kg) a **stupeň nasycení půdy fosforem** (%).

Sorpční charakteristiky – sorpční index a stupeň nasycení půdy byly hodnoceny v letech 1997, 2001, 2004, 2008, 2010, 2013, 2016 a 2019.

Tabulka 14 je znázorňuje sorpční index fosforu dle metody Mehlich 3. Sorpční index vyjadřuje schopnost půdy vázat fosfor. Čím vyšší hodnoty jsou naměřeny, tím má půda větší schopnost vázat fosfor a tím může být snižováno riziko jeho případného vyplavování.

Tabulka 144: Sorpční index dle Mehlich 3 (mmol/kg)

varianta	1997	2001	2004	2008	2010	2013	2016	2019	průměr
Kontrola	13,1 <sup>a</sup>	13,7 <sup>a</sup>	12,7 <sup>a</sup>	11,2 <sup>a</sup>	12,9 <sup>a</sup>	15,0 <sup>a</sup>	13,7 <sup>a</sup>	13,9 <sup>ab</sup>	13,3 <sup>a</sup>
Síran amonný	13,8 <sup>a</sup>	14,6 <sup>a</sup>	13,5 <sup>a</sup>	12,8 <sup>a</sup>	14,4 <sup>a</sup>	17,4 <sup>a</sup>	16,5 <sup>b</sup>	16,8 <sup>b</sup>	15,0 <sup>a</sup>
DAM390	13,0 <sup>a</sup>	13,6 <sup>a</sup>	12,3 <sup>a</sup>	11,2 <sup>a</sup>	13,1 <sup>a</sup>	14,6 <sup>a</sup>	13,6 <sup>a</sup>	13,5 <sup>a</sup>	13,1 <sup>a</sup>
DAM390 + P + K	13,2 <sup>a</sup>	14,0 <sup>a</sup>	12,2 <sup>a</sup>	11,3 <sup>a</sup>	13,2 <sup>a</sup>	14,8 <sup>a</sup>	13,6 <sup>a</sup>	13,8 <sup>a</sup>	13,3 <sup>a</sup>
DAM390 + P + Mg	12,8 <sup>a</sup>	13,3 <sup>a</sup>	11,9 <sup>a</sup>	11,1 <sup>a</sup>	13,0 <sup>a</sup>	14,7 <sup>a</sup>	13,4 <sup>a</sup>	13,7 <sup>a</sup>	13,0 <sup>a</sup>

Z tabulky 14 je patrné, že v období od 1997–2016 nebyly zaznamenány žádné statisticky významné rozdíly. V tomto období nebyly ani zaznamenány žádné viditelné tendence ve změně sorpčních charakteristik. Všechny varianty měly po celé sledované období podobné hodnoty.

První významné rozdíly byly pozorovány až v posledních letech pokusu. Již od roku 2013 byl patrný trend u varianty hnojené síranem amonným, kdy lze pozorovat hodnoty vyšší až o 2,8 mmol/kg (DAM390) oproti ostatním hnojeným variantám i nehnojené kontrole.

V roce 2016 byl výše uvedený trend potvrzený i statisticky, protože bylo možné sledovat statisticky významný rozdíl mezi síranem amonným a ostatními variantami minerálního hnojení včetně nehnojené kontroly.

Nejvyšší hodnota (16,5 mmol/kg) byla naměřena u varianty hnojené síranem amonným. Ostatní varianty měly v roce 2016 podobné výsledky okolo 13,6 mmol/kg.

Stejně tomu bylo i v roce 2019, nejvyšší hodnota byla opět zaznamenána u varianty se síranem amonným, kdy naměřená hodnota činila 16,8 mmol/kg, druhý nejvyšší výsledek byl zaznamenán u kontroly (13,9 mmol/kg). Naopak nejnižších hodnot nabývala téměř po celou dobu pokusu varianta hnojená DAM390.

V tabulce 14 jsou uvedeny i průměrné hodnoty po celé sledované období (1997–2019), které jen potvrzují výše uvedené výsledky. Celková průměrná hodnota u síranu amonného (15,0 mmol/kg) byla vyšší oproti ostatním hnojeným variantám včetně nehnojené kontroly, a to v pořadí síran amonný > kontrola + DAM390 + P + K > DAM390 > DAM390 + P + Mg.

Lze pozorovat, že hodnoty na začátku měření v roce 1997 byly nižší než v roce 2019. Pokud byla hodnota v roce 1997 považována za 100 %, pak na konci sledovaného období (2019) dosáhla u nehnojené kontroly 106 %. U varianty hnojené síranem amonným 120 %, u varianty DAM390 103,8 %. U variant s minerálním fosforečným hnojením 105 % (DAM390 + P + K) a 107 % (DAM390 + P + Mg).

V tabulce 15 jsou uvedeny hodnoty stupně nasycení půdy fosforem rovněž vycházející z dat získaných metodou Mehlich 3. Stupeň nasycení půdy fosforem udává míru poutání fosforu zejména železem a hliníkem. Nízký stupeň nasycení fosforu naznačuje nedostatečnou zásobu fosforu v půdě pro optimální růst a vývoj rostlin.

*Tabulka 155: Stupeň nasycení půdy fosforem (%)*

varianta	1997	2001	2004	2008	2010	2013	2016	2019	průměr
Kontrola	38,6 <sup>a</sup>	34,7 <sup>a</sup>	40,5 <sup>a</sup>	43,1 <sup>a</sup>	39,1 <sup>a</sup>	32,2 <sup>a</sup>	34,9 <sup>abc</sup>	33,0 <sup>a</sup>	37,0 <sup>a</sup>
Síran amonný	30,7 <sup>a</sup>	28,0 <sup>a</sup>	30,5 <sup>a</sup>	28,4 <sup>a</sup>	31,1 <sup>a</sup>	22,7 <sup>a</sup>	22,5 <sup>a</sup>	22,0 <sup>a</sup>	27,0 <sup>a</sup>
DAM390	34,5 <sup>a</sup>	30,9 <sup>a</sup>	32,7 <sup>a</sup>	33,0 <sup>a</sup>	31,7 <sup>a</sup>	26,2 <sup>a</sup>	26,0 <sup>ab</sup>	24,5 <sup>a</sup>	29,9 <sup>a</sup>
DAM390 + P + K	35,9 <sup>a</sup>	33,4 <sup>a</sup>	41,3 <sup>a</sup>	46,5 <sup>a</sup>	40,2 <sup>a</sup>	38,4 <sup>a</sup>	41,2 <sup>bc</sup>	40,3 <sup>a</sup>	39,6 <sup>a</sup>
DAM390 + P + Mg	42,5 <sup>a</sup>	37,9 <sup>a</sup>	42,2 <sup>a</sup>	47,6 <sup>a</sup>	42,0 <sup>a</sup>	39,6 <sup>a</sup>	43,9 <sup>c</sup>	43,0 <sup>a</sup>	42,3 <sup>a</sup>

V případě ukazatele stupně nasycení půdy fosforem je možné pozorovat opačné výsledky oproti sorpčnímu indexu. Během let 1997–2013 a 2019 nebyly opět pozorovány žádné statisticky významné rozdíly.

Prvních odlišností si lze povšimnout již v roce 1997 u varianty hnojené síranem amonným. Tato varianta již od roku 1997 vykazovala nejnižší naměřené hodnoty po celou dobu pozorování pokusu.

V roce 2016 byly prokázány statisticky významné rozdíly mezi variantou síran amonný oproti variantám hnojeným fosforečnými minerálními hnojivými (DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg). Naproti tomu byly pozorovány statisticky podobné výsledky u variant hnojených minerálními dusíkatými hnojivými (síran amonný a DAM390) a kontrolou.

Rozdíly mezi jednotlivými variantami hnojení jsou patrné i v roce 2019. Ačkoli jsou oproti roku 2016 tyto hodnoty nižší a statisticky neprůkazné.

Nejvyšší průměrné hodnoty během celého hodnoceného období (1997–2019) měla varianta hnojená DAM390 + P + Mg (42,3 %). Naopak nejnižších průměrných hodnot stupně nasycení půdy fosforem dosahovala varianta hnojená síranem amonným, kdy průměrná hodnota byla 27,0 %. Vyšší obsah fosforu byl zaznamenán u nehnojené kontroly, kde stupeň nasycení půdy fosforem činil 37,0 %.

Z tabulky 15 je dále patrné, že v případě nehnojené kontroly i variant s dusíkatými minerálními hnojivy byla hodnota stupně nasycení půdy za počátku sledování (1997) vyšší než na konci sledovaného období (2019). Pokud byla hodnota v roce 1997 znázorněna jako 100 %, pak bylo v případě nehnojené kontroly na konci měření dosaženo hodnoty 85,5 %. V případě variant s použitím minerálních dusíkatých hnojiv byl zaznamenán ještě větší pokles, kdy u varianty hnojené síranem amonným bylo na konci měření (2019) dosaženo hodnoty 71,7 %. Varianta hnojená DAM390 měla na konci období 71,0 %.

Jinak tomu bylo u variant hnojených minerálními fosforečnými hnojivy. V obou případech hnojení došlo v průběhu pokusu 1997–2019 k nárůstu hodnoty stupně nasycení půdy fosforem. Pokud hodnota v roce 1997 představuje 100 %, pak byla v případě varianty hnojené DAM390 + P + K na konci měření (2019) 112 %. U varianty s použitím DAM390 + P + Mg činila hodnota 101 %.

## 6 Diskuze

Kukuřice je plodinou s velkým potenciálem přijímat z půdy v různých fázích růstu širokou škálu živin. Zejména fosfor je jednou z klíčových živin pro dosažení vyšších výnosů rostlin kukuřice. Tato makroživina hraje zásadní roli v kvalitě výnosu zrna, jeho produktivitě, dále i zlepšuje pevnost stébla a má pozitivní vliv na vývoj kořenů. Nedostatek fosforu může na druhou stranu negativně ovlivňovat výnos i kvalitu sklizeného produktu (Ullah et al. 2023).

V této diplomové práci byl hodnocen vliv fosforečného hnojení na výnos, odběr fosforu, změny obsahu fosforu v půdě, sorpční ukazatele a jeho bilance v monokultuře hnojené minerálními hnojivy.

### 6.1 Vliv minerálního hnojení na výnos rostlin kukuřice

V rámci diplomové práce byl sledován výnos kukuřice pěstované v monokultuře v letech 1996–2019. Celkem bylo hodnoceno 5 variant: nehnojená kontrola, síran amonný, DAM390, DAM390 + P + K, DAM390 + P + Mg.

Pokud porovnáme začátek (1996) a konec (2019) sledovaného období, tak je patrný postupný pokles výnosů, a to nejen u nehnojené kontroly, ale i u ostatních variant s použitím minerálního hnojení. Tento pokles může být zapříčiněn hned několika faktory. Může to souviset s klimatickými podmínkami (teplota, srážky), intenzivním souvislým monokulturním pěstováním kukuřice, schopností hybridu kukuřice přijímat fosfor, aplikací nedostatečného množství dusíku či použitím růstových regulátorů a fungicidů.

Podle Maitah et al. (2021) je v České republice výnos kukuřice nejvíce ovlivněn polohou, dusíkatým hnojením a rokem, přičemž za dostatečnou aplikaci dusíku se považuje dávka 120 kg N/ha.

Dávka 120 kg N/ha byla každý rok aplikována ke všem čtyřem dusíkem hnojeným variantám. V rámci diplomové práce bylo zjišťováno, zda byl dusík a fosfor limitující živinou v produkci kukuřice. Černý et al. (2012) zkoumali na černozemních půdách efektivitu dusíkatého hnojení na kukuřici na siláž při dávkách 0, 60, 120, 180 a 240 kg N/ha/rok. Optimální výnos byl vypočítán při dávce 180 kg N/ha/rok. Vzhledem k tomu, že je tento pokus od Černý et al. (2012) velmi podobný této diplomové práci, tak lze předpokládat, že byl dusík pravděpodobně limitující živinou a dávka 120 kg/ha/rok nebyla pro rostliny kukuřice dostačující.

Podle studie od Cleveland et al. (2011) je fosfor limitující živinou pro rostliny především v tropických oblastech, zejména na půdách s vysokou erozí. V oblastech mírného pásma je častější limitace dusíku spíše než fosforu. A podle dále uvedených parametrů týkajících se obsahu fosforu v půdě se zdá, že fosfor nebyl na rozdíl od dusíku limitující živinou.

Nejvyšší výnosy bylo možné pozorovat na variantách hnojených fosforečnými minerálními hnojivy. O něco nižší výnosy byly zaznamenány u variant hnojených minerálními dusíkatými hnojivy. Naopak nejnižší výnos vykazovala nehnojená kontrola. Dle výnosu biomasy lze seřadit výše uvedené varianty následovně (od nejvyšších po nejnižší):

DAM390 + P + K > DAM390 + P + Mg > DAM390 > síran amonný > kontrola

Výnosy sušiny nadzemní biomasy se v průběhu 24letého pokusu (1996–2019) pohybovaly v rozmezí 6,9–16,2 t/ha/rok. Yang et al. (2006) během 10letého experimentu (1988–1997) došli

k podobným hodnotám. Pro nehnojenou kontrolu uvádějí průměrný výnos 6,7 t/ha/rok, pro hnojení N byl průměrný výnos 9,9 t/ha/rok, pro variantu NP 14,6 t/ha/rok a při hnojení NPK 15,5 t/ha/rok. Sucunza et al. (2018) uvádějí, že v rámci jejich pokusů dosahovala nehnojená kontrola během 14letého trvání experimentu výnosu mezi 7,3–15,9 t/ha/rok a varianty hnojené fosforem (+37 kg P/ha/rok) výnosu biomasy v rozmezí 8,5–16,0 t/ha/rok. Výsledky jsou srovnatelné i s Amin (2011), který uvádí, že u nehnojené kontroly byl v letech 2004/2005 zaznamenán výnos 7,4 t/ha, varianta hnojená síranem amonným dosahovala výnosu biomasy 10,4 t/ha a varianta s použitím NPK 13,4 t/ha.

Nejnižší výnosy jsou patrné ve tříletém období 2014–2016 (tabulka 8). Zásadní byl rok 2015, kdy došlo ke snížení výnosů kukuřice z důvodu extrémního sucha. Maitah et al. (2021) uvádějí, že právě srážky jsou jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňující výnos kukuřice na zrno i na siláž. Vodní deficit v kombinaci s nedostatkem srážek a zvyšováním teploty jsou pro produkci kukuřice v posledních letech ještě významnější a kritičtější. Tigchelaar et al. (2018) sestavili empirické modely produkce kukuřice se scénáři budoucího globálního oteplování a ukázali, že se předpokládá pokles výnosů kukuřice o 20–40 % při zvýšení průměrné roční teploty o 2 °C a o 40–60 % při zvýšení teploty o 4 °C. V období od roku 2011 do roku 2019 se průměrná roční teplota v České republice zvýšila o 0,7 °C a průměrné roční srážky poklesly o 88 mm oproti dekádě 2001–2010 (Meitah et al. 2011).

## 6.2 Hodnocení odběrů rostlin kukuřice

Nejvyšší odběry fosforu rostlinami kukuřice byly pozorovány na variantách hnojených minerálními fosforečnými hnojivy a nejnižší odběr fosforu rostlinami byl u nehnojené kontroly. Celkem se průměrný roční odběr fosforu pohyboval v rozmezí 12,0–35,3 kg P/ha. Maximální odběr fosforu (35,3 kg P/rok) byl zaznamenán na variantě DAM390 + P + Mg v letech 2005–2007. Naopak nejnižší odběr fosforu (12,0 kg P/rok) byl v letech 2011–2013 u nehnojené kontroly. Varianty s použitím NPK hnojiv oproti nehnojené kontrole v tomto případě zvyšovaly hodnotu odběru fosforu rostlinami, včetně jejich výnosu a vedly k vytvoření zásoby fosforu v půdě. Ostatní varianty (síran amonný, DAM390 a nehnojená kontrola) si zachovávají produktivitu i příjem fosforu díky čerpání zásob fosforu v půdě.

Dostupnost fosforu v půdě významně ovlivňuje příjem fosforu rostlinou, následný růst a celkový výnos rostlin (Zhang et al. 2023). Podle Mukuralinda et al. (2010) odráží fosfor exportovaný v nadzemní biomase kukuřice stejný trend jako v případě výnosu kukuřice. V rámci pokusů ve Rwandě na kyselých (pH = 4,6) a silně degradovaných půdách se příjem fosforu na kontrolní variantě pohyboval od 2,3 do 5,1 kg P/ha. Varianty hnojené fosforem vykazovaly významně vyšší odběr fosforu rostlinami kukuřice.

Pavinato et al. (2017) pěstovali kukuřici s různými podsevy a každý rok (2010–2012) aplikovali do půdy 46,0 kg/ha P, 33,0 kg/ha K a 120 kg/ha N jako močovinu aplikovanou ve třech dávkách. Příjem fosforu kukuřicí se v tomto pokusu pohyboval mezi 12–44 kg P/ha. Aplikace fosforečného hnojiva (jednoduchý superfosfát, fosforit) v národních doporučených dávkách vedla ke zvýšení výnosu i odběru fosforu rostlinami kukuřice.

Zhang et al. (2020) uvádějí, že průměrný odběr fosforu rostlinami kukuřice byl v roce 2015 25,3 kg P/ha a v roce 2016 byl odběr fosforu 34,0 kg P/ha. Maximální hodnota odběru fosforu rostlinami kukuřice dosáhla v rámci jejich pokusu hodnoty 45,1 kg P/ha, což je považováno za

velmi vysoký odběr. Kukuřice byla hnojena 200 kg N/ha/rok a 40 kg P/ha/rok během dvouleté studie.

Maximální odběr fosforu při sklizni byl zaznamenán v letech 2005–2007, zvláště pak u variant hnojených DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg. To si lze pravděpodobně vysvětlit jednak dodaným P, jednak i vyššími výnosy v tomto období a tím pádem i zvýšením příjmu fosforu rostlinami.

K výraznému poklesu došlo v období od roku 2012 do roku 2019. Tento pokles může být způsoben klimatickými změnami (především extrémně suchá léta od roku 2015), únavou půdy z důvodu intenzivního monokulturního pěstování kukuřice či volbou pěstované odrůdy.

V případě variant hnojených síranem amonným a DAM390 byl zaznamenán vyšší příjem fosforu z ornice. Podle Wang et al. (2021) může dusíkaté hnojení zvýšit dostupnost fosforu v půdě prostřednictvím zvýšení aktivity fosfatázových enzymů. Následkem toho je však čerpání fosforu především ze svrchní vrstvy půdy, což ve finále může vést k záporné bilanci fosforu.

### 6.3 Hodnocení obsahů jednotlivých forem fosforu v půdě

Obsah fosforu v půdě stanovený analýzou Mehlich 3 dosahoval v rámci dlouhodobého pokusu na nehnojené kontrole i všech hnojených variantách hodnot v rozmezí 102–179 mg P/kg. Toto rozmezí lze dle Smatanová & Florian (2020) a tabulky 4 považovat za „dobrý“ (81–115 mg/kg) až „vysoký“ obsah fosforu v půdě (116–185 mg P/kg). Jedná se o hodnotící kritéria, která jsou platná pro hodnocení obsahu fosforu pro orné půdy v České republice. Tímto lze potvrdit, že fosfor nebyl v dlouhodobém pokusu limitující živinou. Podle Elbasiouny et al. (2020) je kritická koncentrace fosforu v půdě stanovená metodou Mehlich 3 25 mg P/kg. Optimální koncentrace pro růst většiny zemědělských plodin činí 45–50 mg P/kg.

Výsledky tohoto pokusu jsou v souladu s výsledky od Messiga et al. (2010), kteří uvádějí, že se v rámci jejich dlouhodobého experimentu (17 let) na nehnojené kontrole a variantách hnojených superfosfátem ( $P_{27}$ ,  $P_{79}$  a  $P_{52/2}$ ) pohyboval obsah fosforu stanovený analýzou Mehlich 3 v rozmezí 35–206 mg P/kg, což je pokládáno za reprezentativní hodnoty pro tamní zemědělské půdy.

Pizzeghello et al. (2011) také uvádějí podobný rozsah hodnot obsahu fosforu v půdě stanoveného analýzou Mehlich 3 v rozmezí 18–216 mg P/kg. Jednalo se o dlouhodobý pokus (44 let), ve kterém se hodnotila nehnojená kontrola, hnojení chlévským hnojem a minerální hnojiva.

Množství fosforu stanoveného ve vodném výluhu půdy se v rámci dlouhodobého pokusu u všech variant pohybovalo v rozmezí 8,2 až 20,4 mg P/kg, což je v přepočtu na hektar ornice přibližně v rozmezí 36,9–91,8 kg P/ha. To znamená, že bylo v rámci pokusu v půdě dostupné větší množství fosforu, než je množství fosforu obvykle přijímané silážní kukuřicí. Fosfor tak nebyl ani v tomto případě limitující živinou v průběhu dlouhodobého pokusu.

Fosfor rozpustný ve vodě však není v půdě chemicky stabilní, protože má schopnost okamžitě reagovat s amorfními formami železa (Fe) a hliníku (Al) a jejich sloučenin za současného vytváření méně i více stabilních sloučenin (Wang et al. 2021).



Obsah fosforu ve vodním výluhu půdy tvořil přibližně 0,19–0,48 % z reziduálního obsahu fosforu v půdě (lučavka královská) a obsah fosforu stanovený analýzou Mehlich 3 činil 2,40–4,20 % v rámci všech variant. Jalali & Jalali (2020) uvádějí široké rozmezí hodnot fosforu stanoveného Mehlich 3, a to 2,70–70,7 % a u vodného výluhu 0,05–48,7 % z celkového obsahu fosforu v půdě v rámci pokusů hojených jak minerálními, tak i organickými hnojivy.

Optimální prahová hodnota obsahu fosforu v půdě pro růst rostlin a výnosy je dle Elbasiouny et al. (2020) v rozmezí 50–60 mg P/kg. Pro vodný výluh uvádějí Jalali & Jalali (2020) environmentální prahovou hodnotu obsahu fosforu 27 mg P/kg. Tato hodnota však nebyla v dlouhodobém pokusu překročena. Ve studii od Pizzeghello et al. (2011) autoři uvádějí, že hodnota 150 mg P/kg stanovená analýzou Mehlich 3 představuje nízké riziko ztrát fosforu, ale je environmentálně přijatelná. Tato hodnota byla v rámci dlouhodobého pokusu překročena u variant hnojených minerálními fosforečnými hnojivy. U varianty DAM390 + P + Mg byla překročena již na počátku sledování (od roku 1997) a u varianty hnojené DAM390 + P + K od roku 2004. Riziko vyplavování fosforu je však velmi nízké, z důvodu silného ovlivňování mobility fosforu prostřednictvím amorfních iontů železa a hliníku a následnou tvorbou složitých komplexů a sloučenin.

V rámci dlouhodobého pokusu byl statisticky hodnocen vliv hnojení na množství přístupného fosforu metodami Mehlich 3 a vodným výluhem v průběhu času. Množství fosforu se však v rámci všech variant v průběhu času statisticky významně nelišilo. Lze si však povšimnout, že se i tak průměrný obsah fosforu stanovený metodou Mehlich 3 postupem času zvyšoval. V případě varianty DAM390 + P + K lze pozorovat nárůst mezi roky 1997 a 2019 až o 23 mg/kg.

Ostatní půdní parametry, konkrétně obsah minerálního a reziduálního fosforu, se v průběhu let (1997–2019) výrazně snížily u variant hnojených minerálními dusíkatými hnojivy (síran amonný a DAM390). Rovněž kontrola vykazovala podstatně nižší hodnoty na konci sledovaného období (2019) v porovnání se začátkem pokusu (1997). Z toho důvodu je možné konstatovat, že rostliny kukuřice dokážou získávat fosfor i z těžko dostupných anorganických forem, přičemž je tento proces ještě podpořen aplikováním minerálního dusíkatého hnojení. Je to zdůvodněno především přeměnou středně mobilního minerálního fosforu na dostupnější formu, kterou jsou rostliny schopné přijímat snadněji (Zhang et al. 2020). U variant hnojených minerálními fosforečnými hnojivy pravděpodobně došlo k tomu, že zvolené dávky P vedly ke stabilizaci sledovaných forem. Obsahy minerálního, reziduálního a organického fosforu v půdě se totiž u variant DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg během sledovaných let (1997–2019) významně nezměnily a byly po celou dobu srovnatelné.

Obsah organického fosforu v půdě zůstal po celou dobu experimentu u všech variant velmi podobný. Je tedy pravděpodobné, že rostliny kukuřice nebyly schopné čerpat organické zdroje fosforu. Téměř neměnný obsah organického fosforu lze přičítat například různorodým půdním i rostlinným faktorům. Mineralizaci organického fosforu mikroorganismy silně ovlivňuje hodnota pH, dále například sorpce ovlivňuje tvorbu nerozpustných komplexů s železem a hliníkem přednostním vytěsňováním minerálního fosforu organickým fosforem a značnou roli v tomto případě hrají i fyziologické a morfologické vlastnosti rostliny (Suliman & Mühling 2021).



## 6.4 Hodnocení bilance fosforu

Bilance fosforu byla vypočtena rozdílem mezi aplikovaným fosforem a odběrem fosforu rostlinami kukuřice. V bilanci nebyly zohledněny případné ztráty fosforu jeho odtokem, sorpcí či vyluhováním.

Záporná bilance fosforu byla zaznamenána na nehnojené kontrole (-17,3 kg P/ha/rok), variantě hnojené síranem amonným (-21,4 kg P/ha/rok) a DAM390 (-24,2 kg P/ha/rok). Celkové ztráty P za celých 24 let v případě nehnojené kontroly činily 416 kg P/ha, u síranu amonného to bylo 514 kg P/ha a v případě varianty hnojené DAM390 byly ztráty největší, a to 581 kg P/ha.

Zápornou bilanci vykazovaly i fosforem hnojené varianty (DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg) v letech 1999–2001 a 2005–2007. To bylo pravděpodobně zapříčiněno nedostatečnými vstupy fosforu v návaznosti na vyšší výnosy, a tedy i vyšší odběry fosforu v těchto letech. V ostatních letech vykazovala bilance fosforu v případě variant hnojených P jen kladné hodnoty. Hodnota bilance fosforu se u variant hnojených minerálními P hnojiv během let 1997–2019 pohybovala v rozmezí -2,00–15,5 kg/ha/rok. U varianty DAM390 + P + K byla průměrná hodnota bilance 4,9 kg/ha/rok (119 kg/ha/24 let) a u varianty hnojené DAM390 + P + Mg 5,5 kg/ha/rok (132 kg/ha/24 let). Množství, které rostlina nevyužila v půdě zůstává jako zbytkový fosfor. Jak bylo uvedeno na začátku literární rešerše, dle Gagnon et al. (2020) tvoří příjem fosforu u kukuřice z aplikovaného minerálního P-hnojiva v roce aplikace méně než 20 % a zbytek fosforu je zadržován v půdě. Podle Zhang et al. (2015) je tento „zbytkový“ fosfor zanechaný v půdě z předchozích aplikací minerálních hnojiv k dispozici následující vegetační období pro rostliny nebo je zadržován sorpcí.

V případě nehnojené kontroly a variant hnojených dusíkatými minerálními hnojivy (síran amonný a DAM390) jsou rostliny nucené k udržování svého růstu a vývoje příjmem tohoto „zbytkového“ fosforu z půdy. Celý tento proces je zřejmě silně ovlivněn agronomickými postupy, zvolenou agrotechnikou, a především hospodařením se živinami (Rowe et al. 2016)

## 6.5 Zhodnocení sorpčních ukazatelů

Sorpční ukazatele se týkají schopnosti půdy vázat a udržovat živiny spolu s dalšími látkami v půdním prostředí. V rámci této diplomové práce byl hodnocen sorpční index dle analýzy Melich 3 (mmol/kg) a stupeň nasycení půdy fosforem (%). Pomocí těchto ukazatelů pak bylo hodnoceno riziko vyplavování fosforu. Sorpční charakteristiky byly sledovány v letech 1997, 2001, 2004, 2008, 2010, 2013, 2016, 2019.

Hodnota sorpčního indexu se zvýšila u všech variant, přičemž u varianty hnojené síranem amonným byl tento nárůst v průběhu pokusu (1997–2019) signifikantní. Pokud by hodnota sorpčního indexu na počátku měření (v roce 1997) představovala 100 %, pak byl pro varianty hnojené dusíkem zaznamenán průměrný 13% nárůst, pro varianty hnojené fosforem průměrný 6% nárůst a pro nehnojenou kontrolu byla hodnota sorpčního indexu o 6,1 % vyšší oproti začátku sledovaného období (v roce 1997). Podle de Campos et al. (2016) jsou vyšší hodnoty sorpčního indexu fosforu v roce 2019 spojeny s prohlubováním nedostatku fosforu v půdě v průběhu let nebo mohou souviset se změnou hodnoty pH. Nižší hodnoty pH vedou k uvolnění oxidů železa a hliníku a následné sorpci fosforu. To pak může ovlivňovat

dostupnost fosforu pro rostliny a napomáhat jeho ztrátám. Podobné hodnoty byly zjištěny i ve studii od Wang et al. (2016). Autoři studie popisují pokusy v oblastech s živočišnou produkcí na různých půdách v Ontariu, kde pěstovali kukuřici pšenici, ječmen, vojtěšku a sóju. Hodnoty sorpčního indexu se pohybovaly v rozmezí 86–552 mg P/kg, což je odpovídá i rozmezí v této diplomové práci (po přepočtu 344–539 mg P/kg). Elbasiouny et al. (2020) uvádějí, že ke zvyšování sorpčního indexu může kromě hodnoty pH přispívat i obsah organické hmoty v půdě či výměnné kationty (Al, Fe, Ca).

Hodnoty stupně nasycení půdy fosforem se pohybovaly v rozmezí 22,0–47,6 % pro všechny sledované varianty v letech 1997, 2001, 2004, 2008, 2010, 2013, 2016 a 2019. Nejnižší průměrné hodnoty vykazovala varianta hnojená síranem amonným (27,0 %), poté varianta DAM390 (29,9 %), následně kontrola (37,0 %) a nejvyšší hodnoty stupně nasycení půdy fosforem měly varianty hnojené fosforem – 39,6 % a 42,3 %

Pautler & Sims (2000) uvádějí, že půdy s hodnotou stupně nasycení fosforem v rozmezí 25–40 % mají vysoké riziko ztrát fosforu, a to buď povrchovým odtokem, nebo vyplavováním. Toto potvrzují i výsledky ze studie od Breeuswma et al. (1995), kde autoři uvedli, že hodnoty stupně nasycení půdy fosforem vyšší než 25 % přispívají ke znečištění mělkých podzemních vod v Nizozemsku.

Na základě průměrné hodnoty stupně nasycení půdy fosforem z let 1997–2019 lze tvrdit, že všechny varianty překročily kritickou hodnotu 25 %, která představuje vysoké riziko ztráty fosforu. Dle Jalali & Jalali (2017) lze varianty dle stupně nasycení půdy fosforem v roce 2019 rozdělit na půdy s žádným rizikem vyplavování fosforu (do 25 %) pro varianty hnojené dusíkatými hnojivy (síran amonný, DAM390) a na půdy s nízkým rizikem vyplavování (25–50 %) pro kontrolu a varianty hnojené fosforečnými hnojivy (DAM390 + P + K, DAM390 + P + Mg). Elbasiouny et al. (2020) uvádějí, že stupeň nasycení půdy má negativní korelaci s Fe a Al ionty v jílovité a hlinité půdě, proto se předpokládá nízké riziko ztrát fosforu v důsledku sorpce na Fe a Al v půdě.

Bortolon et al. (2016) hodnotili osm půdních typů v jižní Brazílii na orné půdě a zjistili hodnoty stupně nasycení půdy fosforem mezi 4,60 až 79,9 % (průměr: 28,0 %), což též ukazuje na velký potenciál ztráty fosforu v některých půdách.

Podobné hodnoty popisují i Yan et al. (2017). Pro prasečí hnůj uvádějí hodnotu 48,1 %, pro rýžovou slámu 42,9 % a pro minerální hnojivo 41,5 % na rýžových půdách.

## 7 Závěr

Cílem diplomové práce bylo zhodnotit různé systémy hnojení kukuřice pěstované v monokultuře po dobu 24 let (1996–2019) v rámci dlouhodobého pokusu, a to se zaměřením na výnosy a odběry rostlin kukuřice, na vyhodnocení změn obsahů různých forem fosforu v závislosti na hnojení a na zhodnocení sorpčních ukazatelů a bilance fosforu.

Předpokládalo se, že v průběhu monokulturního pěstování dojde ke snížení výnosů, včetně hnojených variant. Dalším předpokladem bylo, že během pokusu dojde na nehnojené kontrole k poklesu stupně nasycení půdy fosforem a zároveň nárůstu sorpčního indexu fosforu, a že varianty hnojené pouze dusíkatými minerálními hnojivy budou vykazovat zápornější bilanci oproti nehnojené kontrole.

V průběhu pokusu skutečně došlo k postupnému snížení výnosů u všech hnojených variant. Fosfor nebyl limitující živinou pro optimální růst kukuřice, ale pravděpodobně byl jednou z příčin klesajícího výnosu biomasy kukuřice. V rámci fosforem hnojených variant (DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg) došlo v průběhu let ke stabilní bilanci fosforu a k vytvoření zásoby fosforu v půdě. Jako nejperspektivnější se jevila varianta hnojená DAM390 + P + K. Draslík byl v pokusu oproti fosforu spolu s dusíkem pravděpodobně jednou z výnosově limitujících živin.

I druhý předpoklad byl v rámci pokusu splněn, protože nehnojená kontrola, spolu s variantami hnojenými dusíkatými minerálními hnojivy, skutečně vykazovala nižší stupeň nasycení půdy fosforem a zároveň vyšší úroveň sorpčního indexu fosforu na konci sledovaného období (v roce 2019) oproti roku 1997. Vyšší hodnota sorpčního indexu fosforu a nízký stupeň nasycení půdy fosforem za předpokladu vysokého zastoupení Fe a Al signalizují buď žádné (síran amonný, DAM390) nebo nízké (kontrola, DAM390 + P + K, DAM390 + P + Mg) riziko vyplavování pro rok 2019.

Bilance fosforu u variant hnojených minerálními fosforečnými hnojivy (DAM390 + P + K a DAM390 + P + Mg) byla pozitivní, a to v průměru +126 kg P/ha/24 let. Hnojení pouze minerálními dusíkatými hnojivy (DAM390 a síran amonný) vedlo k negativnější bilanci fosforu ve srovnání s kontrolou. Varianty hnojené pouze dusíkem měly průměrnou bilanci -548 kg P/ha/24 let a kontrola -416 kg P/ha/24 let. To vedlo k odčerpávání starších půdních zásob fosforu a podpořilo se tak možné riziko nedostatku fosforu v budoucnu. Pro získání fosforu ze starších zásob rostliny kukuřice využívaly nejen aktuálně přístupné formy fosforu (okamžitě přístupný P stanovený ve vodném výluhu půdy a potenciálně přístupný P v půdě stanovený metodou Mehlich 3), ale i stabilní minerální fosfor. Naproti tomu obsah organického fosforu byl po celou dobu téměř neměnný, takže pravděpodobně nebyl hnojením ani příjmem fosforu kukuřicí ovlivněn.

## 8 Literatura

Abdala DB, Silva IR, Vergütz L, Sparks DL. 2015. Long-term manure application effects on phosphorus speciation, kinetics and distribution in highly weathered agricultural soils. *Chemosphere* **119**:504–514.

Acevedo B, Camina C, Corona JE, Borrás L, Barat R. 2015. The metabolic versatility of PAOs as an opportunity to obtain a highly p-enriched stream for further p-recovery. *Chemical Engineering Journal* **270**:459–467.

Ali AM, Mahdy AY, Al-Sayed HM, Bayomi KM. 2023. Phosphorus Sources and Sheep Manure Fertilization fo Soil Properties Enhancement and Sugar Beet Yield. *Gesunde Pflanzen* **75**:2785–2795.

Amadou I, Faucon MP, Houben D. 2022. Role of Soil Minerals on Organic Phosphorus Availability and Phosphorus Uptake by Plants. *Research Square* DOI: 10.21203/rs.3.rs-1310515/v1

Amin MEH. 2011. Effect of different nitrogen sources on growth, yield and quality of fodder maize (*Zea mays* L.) *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences* **10**:17–23.

Amundson R, Berhe AA, Hopmans JW, Olson C, Sztein AE, Sparks DL. 2015. Soil and human security in the 21<sup>st</sup> century. *Science* **348**:6235. DOI: 10.1126/science.1261071.

Ansari M, Devi BM, Sarkar A, Chattopadhyay A, Satnami L, Balu P, Choudhary M, Shahid MA, Jailani AAK. 2023. Microbial Exudates as Biostimulants: Role in Plant Growth Promotion and Stress Mitigation. *J. Xenobiot.* **13**(4):572–603. <https://doi.org/10.3390/jox13040037>

Atienza–Martínez M, Gea G, Arauzo J, Kersten SRA, Kootstra AMJ. 2014. Phosphorus recover from sewage sludge char ash. *Biomass and Bioenergy* **65**:42–50.

Aziz A, Sabir M, Farooq M, Maqsood MA, Ahmad HR. 2013. Phosphorus Deficiency in Plants: Responses, Adaptive Mechanisms, and Signaling. Springer, Indie. DOI:10.1007/978-81-322-1542-4-7

Bai SH, Xu CY, Xu Z, Blumfield TJ, Zhao H, Wallace H, Reverchon F, Zwieten LV. 2015. Soil and foliar nutrient and nitrogen isotope composition ( $\delta^{15}\text{N}$ ) at 5 years after poultry litter and green waste biochar amendment in a macadamia orchard. *Environmental Science and Pollution Research* **22**:3803–3809.

Balík J, Kulháněk M, Černý J, Vaněk V. 2008. Racionální použití hnojiv. Česká zemědělská univerzita, Praha.

Barber SA. 1995. Soil nutrient bioavailability. Wiley, New York.

Barnett GM. 1994. Phosphorus forms in animal manure. *Bioresource Technology* **49**:139–147.

- Battacharyya D, Babgohari MZ, Rathor P, Prithiviraj B. 2015. Seaweed extracts as biostimulants in horticulture. *Scientia Horticulturae* **196**:39–48.
- Bello SK. 2021. An Overview of the Morphological, Genetic and Metabolic Mechanisms Regulating Phosphorus Efficiency Via Root Traits in Soybean. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **21**:1013–1029.
- Benites VM, Molin SJD, Menezes JFS, Guimaraes GS, Machado PLOA. 2022. Organomineral Fertilizer Is an Agronomic Efficient Alternative for Poultry Litter Phosphorus Recycling in an Acidic Ferralsol. *Frontiers in Agronomy* **4**:785753. <https://doi.org/10.3389/fagro.2022.785753>
- Beslemes D, Tigka E, Roussis I, Kakabouki I, Mavroeidis A, Vlachostergios D. 2023. Effect of Arbuscular mycorrhizal Fungi on Nitrogen and Phosphorus Uptake Efficiency and Crop Productivity of Two-Rowed Barley under Different Crop Production Systems. *Plants* **12**(9):1908. <https://doi.org/10.3390/plants12091908>
- Biswas BK, Inoue K, Harada H, Ohto K, Kawakita H. 2009. Leaching of phosphorus from incinerated sewage sludge ash by means of acid extraction followed by adsorption on orange waste gel. *Journal of Environmental Sciences* **21**:1753–1760.
- Blevins DG. 1999. Why Plants Need Phosphorus. *Better Crops* **83**:29–30.
- Blöcher Ch, Niewersch C, Melin T. 2012. Phosphorus recovery from sewage sludge with a hybrid process of low pressure wet oxidation and nanofiltration. *Water Research* **46**:2009–2019.
- Bocianowski J, Szulc P, Tratwal A, Nowosad K, Piesik D. 2016. The influence of potassium to mineral fertilizers on the maize health. *Journal of Integrative Agriculture* **15**(6):1286–1292. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(15\)61194-7](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(15)61194-7).
- Bortolon L, Ernani PR, Bortolon ESO, Gianello C, Almeida RGOD, Welter S, Rogeri DA. 2016. Degree of phosphorus saturation threshold for minimizing P losses by runoff in cropland soils of Southern Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **51**:1088–1098. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900008>
- Breuswma A, Reijerink JGA, Schoumans OF. 1995. Impact of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. p.239–249, Lewis Publ.-CRC Press, New York.
- Brezak-Mazur E, Stoińska R. 2013. The importance of phosphorus in the environment – review article. *Archives of Waste Management and Environmental Protection, Polsko*.
- Bulgari R, Cocetta G, Trivellini A, Vernieri P, Ferrante A. 2014. Biostimulants and crop responses: a review. *Biological Agriculture & Horticulture* **31**:1–17.
- Calvo P, Nelson L, Kloepper JW. 2014. Agricultural uses of plant biostimulants. *Plant and Soil* **383**:3–41.

Cameron KC, Di HJ, McLaren RG. 1997. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? *Australian Journal of Soil Research* **35**:995–1036.

Carmo M, García-Ruiz R, Ferreira MI, Domingos T. 2017. The N-P-K soil nutrient balance of Portuguese cropland in the 1950s: The transition from organic to chemical fertilization. *Scientific -reports* **7**(1):8111. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08118-3>

Case SDC, Oelofse M, Hou Y, Oenema O, Jensen LS. 2017. Farmer perceptions and use of organic waste products as fertilisers – A survey study of potential benefits and barriers. *Agricultural Systems* **151**:84–95. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.11.012>

Castiglione AM, Mannino G, Contartese V, Berteà CM, Ertani A. 2021. Microbial Biostimulants as Response to Modern Agriculture Needs: Composition, Role and Application of These Innovative Products. *Plants* **10**:1533.

Cerozi BS, Fitzsimmons K. 2016. The effect of pH on phosphorus availability and speciation in an aquaponics nutrient solution. *Bioresource Technology* **219**:778–781.

Cieślik B, Konieczka P. 2017. A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods. *Journal of Cleaner Production* **142**:1728–1740.

Cieślik MB, Namieśnik J, Konieczka P. 2015. Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production* **90**:1–15.

Cleveland CC, Townsend AR, Taylor P, Alvarez-Clare S, Bustamante MMC, Chuyong G, Dobrowski SZ, Grierson P, Harms KE, Houlton BZ, Marklein A, Parton W, Porder S, Reed SC, Sierra CA, Silver WL, Tanner EVJ, Wieder WR. 2011. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate on tropical rain forest: a pan-tropical analysis. *Ecology Letters* **14**(9):939–947.

Coker EG, Carlton-Smith CH. 1986. Phosphorus in sewage sludges as a fertilizer. *Waste Management & Research* **4**:303–319.

Corbridge DEC. 2013. *Phosphorus: chemistry, biochemistry and technology*. CRC Press, Florida.

Cordell D, Drangert JO, White S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* **19**:292–305.

Cordell D, Rosemarin A, Schroder JJ, Smit AL. 2011. Towards global phosphorus security: a systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere* **84**:747–758.

Cordell D; White S. 2011. Peak Phosphorus: Clarifying the Key Issues of a Vigorous Debate about Long-Term Phosphorus Security. *Sustainability* **3**(10):2027–2049. <https://doi.org/10.3390/su3102027>

- Cornel P, Schaum C. 2009. Phosphorus recovery from wastewater: needs, technologies and costs. *Water Science and Technology* **59**:1069–1076.
- Čermák P, Mühlbachová G, Káš M, Pechová M, Lošák T, Hlušek J, Kulhánek M, Sedlář O, Balík J. 2018. Metodický postup pro optimalizaci hnojení fosforem na zemědělských půdách, včetně půd karbonátových. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha.
- Čermák P, Mühlbachová G, Káš M, Pechová M, Lošák T, Hlušek J, Kulhánek M, Sedlář O, Balík J. 2018. Metodický postup pro optimalizaci hnojení fosforem na zemědělských půdách, včetně půd karbonátových. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha.
- Čermák P, Mühlbachová G, Lošák T, Hlušek J. 2019. Aktualizovaná kritéria hodnocení obsahu přístupného fosforu na karbonátových půdách pro harmonickou výživu rostlin. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha.
- Černý J, Balík J, Kulhánek M, Časová K, Nedvěd V. 2010. Mineral and organic fertilization efficiency in long-term stationary experiments. *Plant Soil and Environment* **56**:28–36.
- Černý J, Balík J, Kulhánek M, Vašák F, Peklová L, Sedlář O. 2012. The effect of mineral N fertiliser and sewage sludge on yield and nitrogen efficiency of silage maize. *Plant, Soil and Environment* **58**(2):76–83.
- Český statistický úřad. 2024. Osevní plochy zemědělských plodin k 31.5.. Český statistický úřad, Praha. Available from <https://vdb.czso.cz/vdbvo2/faces/cs/index.jsf?page=vystup-objekt&z=T&f=TABULKA&skupId=346&katalog=30840&pvo=ZEM02C&pvo=ZEM02C> (accessed February 2024).
- Dai Y, Wang W, Lu L, Yan L, Yu D. 2020. Utilization of biochar for the removal of nitrogen and phosphorus. *Journal of Cleaner Production* **257**:120573 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120573>
- Dalai RC. 1977. Soil Organic Phosphorus. *Advances in Agronomy* **29**:83–117.
- Daly K, Styles D, Lalor S, Wall DP. 2015. Phosphorus sorption, supply potential and availability in soils with contrasting parent material and soil chemical properties. *European Journal of Soil Science* **66**(4):792–801. <https://doi.org/10.1111/ejss.12260>
- Danesh P, Niaparast P, Ghorbannezhad P, Ali I. 2023. Biochar Production: Recent Developments, Applications, and challenges. *Fuel* **337**:126889. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.126889>
- de Campos M, Antonangelo JA, Alleoni LRF. 2016. Phosphorus sorption index in humid tropical soils. *Soil and Tillage Research* **156**:110–118. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.020>
- DeLuca JO, Gundale MJ, MacKenzie MD, Jones DL. Biochar effects on soil nutrient transformations. Routledge, New York.

Du Jardin. 2015. Plant biostimulants: Definition, concept, main categories and regulation. *Scientia Horticulturae* **196**:3–14.

Dume B, Ayele D, Regassa A, Berecha G. 2017. Improving available phosphorus in acidic soil using biochar. *Journal of Soil Science and Environmental Management* **8**:87–94.

Duras J. 2016. FOSFOR, FOSFOR, FOSFOR – A MY. Pitná voda, s. 27–32, České Budějovice. ISBN: 978-80-905238-2-1.

Eduah JO, Nartey EK, Abekoe MK, Breuning-Madsen H, Andersen MN. 2019. Phosphorus retention and availability in three contrasting soils amended with rice husk and corn cob biochar at varying pyrolysis temperatures. *Geoderma* **341**:10–17.

Ekholm P, Turtola E, Grönroos J, Seuri P, Ylivainio K. 2005. Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **110**:266–278.

Elbasiouny H, Elbehiry F, El-Ramady H, Brevik EC. 2020. Phosphorus Availability and Potential Environmental Risk Assessment in Alkaline Soils. *Agriculture*, **10**(5): 172. <https://doi.org/10.3390/agriculture10050172>

Figueira-Galán D, Heupel S, Duelli G, Morgano MT, Stapf D, Requena N. 2023. Exploring the synergistic effects of biochar and arbuscular mycorrhizal fungi on phosphorus acquisition in tomato plants by using gene expression analyses. *Science of The Total Environment* **884**:163506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163506>

Fusco GM, Nicastro R, Rouphael Y, Carillo P. 2022. The Effect of the Microbial Biostimulants Approved by EU Regulation 2019/1009 on Yield and Quality of Vegetable Crops. *Foods* **11**(17):2656. <https://doi.org/10.3390/foods11172656>

Gagnon B, Ziadi N, Bélanger G, Parent G. 2020. Validation and use of critical phosphorus concentration in maize. *European Journal of Agronomy* **120**:126147. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126147>

George TS, Giles CD, Menezes-Blackburn D, Condon LM, Gama-Rodrigues AC, Jaisi D, Lang F, Neal AL, Stutter MI, Almeida DS, Bol R, Cabugao KG, Celi L, Cotner JB, Feng G, Goll DS, Hallama M, Krueger J, Plassard C, Rostlin A, Darch T, Fraser T, Giesler R, Richardson AE, Tamburini F, Shand CA, Lumsdon DG, Zhang H, Blackwell MSA, Wearing C, Mezeli MM, Almas AR, Audette Y, Bertrand I, Beyhaut E, Boitt G, Bradshaw N, Brearley CA, Bruulsema TW, Ciais P, Cozzolino V, Duran PC, Mora ML, de Menezes AB, Dodd RJ, Dunfield K, Engl C, Frazao JJ, Garland G, González Jiménez JL, Graca J, Granger SJ, Harrison AF, Heuck C, Hou EQ, Johnes PJ, Kaiser K, Kjaer HA, Klumpp E, Lamb AL, Macintosh KA, Mackay EB, McGrath J, McIntyre C, McLaren T, Mészáros E, Missong A, Mooshammer M, Negrón CP, Nelson LA, Pfahler V, Poblite-Grant P, Randall M, Seguel A, Seth K, Smith AC, Smits MM, Sobarzo JA, Spohn M, Taqaraya K, Tibbett M, Voroney P, Wallander H, Wang L,



- Wasaki J, Haygarth PM. 2017. Organic phosphorus in the terrestrial environment: a perspective on the state of the art and future priorities. *Plant and Soil* **427**:191–208.
- Ghodsad L, Reyhanitabar A, Maghsoodi MR, Lajayer BA, Chang SX. 2021. Biochar affects the fate of phosphorus in soil and water: A critical review. *Chemosphere* **283**:131176. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131176>
- Ghosh S, Wilson B, Ghoshal S, Senapati N, Mandal B. 2012. Organic amendments influence soil quality and carbon sequestration in the Indo–Gangetic plains of India. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **156**:134–141.
- Gichangi EM, Mnkeni PNS, Brookes PC. 2009. Effects of goat manure and inorganic phosphate addition on soil inorganic and microbial biomass phosphorus fractions under laboratory incubation conditions. *Soil Science and Plant Nutrition* **55**:764–771.
- Glaser B, Lehr VI. 2019. Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. *Scientific Reports* **9** (e9338) DOI: 10.1038/s41598-019-45693-z.
- Guppy CN, Menzies NW, Moody PW, Blamey FPC. 2005. Competitive sorption recreations between phosphorus and organic matter in soil: a review. *Australian Journal of Soil Research* **43**:189–202.
- Halpern M, Bar-Tal A, Ofek M, Minz D, Muller T, Yermiyahu U. 2015. Chapter Two – The Use of Biostimulants for Enhancing Nutrient Uptake. *Advances in Agronomy* **130**:141–174.
- Hamza BB, Suggars A. 2001. A Biostimulants: Myths and Realities. *TurfGrass Trends* **8**:6–10.
- Han Y, White PJ, Cheng L. 2022. Mechanisms for improving phosphorus utilization efficiency in plants. *Annals of Botany* **129**(3):247–258. <https://doi.org/10.1093/aob/mcab145>
- Havukainen J, Nguyen MT, Hermann L, Horttanainen M, Mikkilä M, Deviatkin I, Linnanen L. 2016. Potential of phosphorus recovery from sewage sludge and manure ash by thermochemical treatment. *Waste Management* **49**:221–229.
- Holford ICT. 1997. Soil phosphorus: its measurement, and its uptake by plants. *Australian Journal of Soil Research* **35**:227–240.
- Hooda PS, Truesdale VW, Edwards AC, Withers PJA, Aitken MN, Miller A, Rendell AR. 2001. Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environmental implications. *Advances in Environmental Research* **5**:13–21.
- Hopkins B, Hansen NC. 2019. Phosphorus Management in High-Yield Systems. *Journal of Environmental Quality* **48**:12665–1280.
- Horta C. Fertilisation with Compost: Effects on Soil Phosphorus Sorption and on Phosphorus Availability in Acid Soils. *Open Journal of Soil Science* **9**:255–268.

Huang J, Xu Ch, Ridoutt BG, Wang X, Ren P. 2017. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. *Journal of Cleaner Production* **159**:171–179.

Ch'ng HY, Ahmed OH, Majid NMA. 2014. Improving Phosphorus Availability in an Acid Soil Using Organic Amendments Produced from Agroindustrial Wastes. *The Scientific World Journal* (e506356) DOI: 10.1155/2014/506356.

Chen B, Zhou D, Zhu L. 2008. Transitional Adsorption and Partition of Nonpolar and Polar Aromatic Contaminants by Biochars of Pine Needles with Different Pyrolytic Temperatures. *Environmental Science & Technology* **42**:5137–5143.

Chen G, Yuan J, Chen H, Zhao X, Wang S, Zhu Y, Wang Y. 2022. Animal manures promoted soil phosphorus transformation via affecting soil microbial community in paddy soil. *Science of The Total Environment* **831**:154917.

Childers D, Corman J, Edwards M, Elser J. 2011. Sustainability challenges of phosphorus and food: solutions from closing the human phosphorus cycle. *Bio Science* **61**:117–124.

Chintala R, Schumacher TE, McDonald LM, Clay DE, Malo DD, Papiernik SK, Clay SA, Julson JL. 2013. Phosphorus Sorption and Availability from Biochars and Soil/Biochar Mixtures. *CLEAN – Soil, Air, Water* **42**:626–634.

Iho A, Laukkanen M. 2012. Precision phosphorus management and agricultural phosphorus loading. *Ecological Economics* **77**:91–102.

ISO: 11466. 1995. International Organization for Standardization. Soil quality – extraction of trace elements soluble in aqua regia. Available online: <https://www.iso.org/standard/19418.html>

Ivanič J, Havelka B, Knop K. 1984. *Výživa a hnojenie rastlín. Príroda, Bratislava.*

Jacobsen I, Leggett ME, Richardson AE. 2005. Rhizosphere Microorganisms and Plant Phosphorus Uptake. *Phosphorus Agriculture and the Environment* **46**:437–494.

Jalali M & Jalali M. 2017. Assessment risk of phosphorus leaching from calcareous soils using soil test phosphorus. *Chemosphere* **171**:106–117. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.042>

Jalali M, Jalali M. 2020. Correction to: Effect of organic and inorganic phosphorus fertilizers on phosphorus availability and its leaching over incubation time. *Environmental Science and Pollution Research* **27**:44059.

Jaliya MM, Falaki AM, Mahmud M, Sani YA. 2008. Effect oof sowing date and NPK fertilizer rate on yield and yield components of quality protein maize (*Zea mays* L.). *ARPN Journal of Agricultural and Biological Science* **3**(2):23–29.

- Jha UC, Nayyar H, Parida SK, Beena R, Pang J, Siddique KHM. Breeding and genomics approaches for improving phosphorus-use efficiency on grain legumes. *Environmental and Experimental Botany* **205**:105120. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2022.105120>
- Jin J, Wang G, Liu X, Pan X, Herbert SJ. 2005. Phosphorus Application Affects the Soybean Root Response to Water Deficit at the Initial Flowering and Full Pod Stages. *Soil Science and Plant Nutrition* **51**:953–960.
- Johnston AE. 2000. *Soil and Plant Phosphate*. International Fertilizer Industry Association, Paris.
- Kaeppeler SM, Parke JL, Mueller SM, Senior L, Stuber C, Tracy WF. 2000. Variation among Maize Inbred Lines and Detection of Quantitative Trait Loci for Growth at Low Phosphorus and Responsiveness to Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *Crop Breeding, Genetics & Cytology* **40**:358–364.
- Karunanithi R, Szogi A, Bolan N, Naidu R, Loganathan P, Hunt PG, Vanotti MB, Saint CP, Ok YS, Krishnamoorthy S. 2015. Chapter Three – Phosphorus Recovery and Reuse from Waste Streams. *Advances in Agronomy* **131**:173–250.
- Khan F, Siddique AB, Shabala S, Zhou M, Zhao C. 2023. Phosphorus Plays Key Roles in Regulating Plants' Physiological responses to Abiotic Stresses. *Plants* **12**(15):2861. <https://doi.org/10.3390/plants12152861>
- Kumar K, Goh KM. 1999. Crop Residues and Management Practices: Effects on Soil Quality, Soil Nitrogen Dynamics, Crop Yield, and Nitrogen Recovery. *Advances in Agronomy* **68**:197–319.
- Kunicki E, Grabowska A, Sekara A, Wojciechowska R. 2010. The effect of cultivar type, time of cultivation, and biostimulant treatment on the yield of spinach (*Spinacia oleracea* L). *Folia Horticulture* **22**:9–13.
- Kunzová E. 2009. *Výživa rostlin a hnojení fosforem*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha.
- Lal R, Stewart BA. 2015. *Soil-Specific Farming: Precision Agriculture*. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.
- Lal R, Stewart BA. 2017. *Soil Phosphorus*. CRC Press, Taylor & FrancisGroup. 331 p.
- Lal R, Stewart BA. 2018. *Soil nitrogen uses and environmental impacts*. SRC Press, Taylor & Franciss Group. ISBN 9781032095653
- Lambers H, Cawthray GR, Giavalisco P, Kuo J, Laliberté E, Pearse SJ, Scheible WR, Stitt M, Teste F, Turner BL. 2012. Proteaceae from severely phosphorus-improverished soils extensively replace phospholipids with galactolipids and sulfolipids during leaf development to achieve a high photosynthetic phosphorus-use-efficiency. *New Phytologist* **196**:1098–1108.

Landová H, Fiala K, Látal O, Veselý A, Hulová I. 2017. Fosfor v půdě. Stanovení přijatelných/přístupných forem fosforu–srovnání vybraných metod (mehlich 3, Egner). Výzkum chovu skotu **2**:21–31.

Lata Verma S, Marschner P. 2013. Compost effects on microbial biomass and soil P pools as affected by particle size and soil properties. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **13**:313–328.

Lehmann J, Rondon M, Greenwood J. 2012. Slash-and-char: a feasible alternative for soil fertility management in the Central Amazon? Cornell University, USA.

Leinweber P, Turner BL, Meissner R. 2002. Phosphorus. *Agriculture, hydrology and water quality*, pp. 29–55.

Li R, Yin J, Wang W, Li Y, Zhang Z. 2014. Transformation of phosphorus during drying and roasting of sewage sludge. *Waste Management* **34**:1211–1216.

Liu F, Xu Y, Jiang H, Jiang C, Du Y, Gong C, Wang W, Zhu S, Han G, Cheng B. 2016. Systematic Identification, Evolution and Expression Analysis of the Zea mays PHT1 Gene Family Reveals Several New Members Involved in Root Colonization by Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *Int. J. Mol. Sci* **17**(6):930. <https://doi.org/10.3390/ijms17060930>

Liu S, Meng J, Jiang L, Yang X, Lan Y, Cheng X, Chen W. 2017. Rice husk biochar impacts soil phosphorus availability, phosphatase activities and bacterial community characteristics in three different soil types. *Applied Soil Ecology* **116**:12–22.

Lukas V, Neudert L, Křen J. 2011. Mapování variability půdy a porostů v precizním zemědělství. Mendelova univerzita v Brně, Brno.

Luscombe PC, Syers JK, Gregg PEH. 1979. Water extraction as a soil testing procedure for phosphate. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **10**:1361–1369.

Lynch JP. 2007. Roots of the second green revolution. *Australian Journal of Botany* **55**:493–512.

Ma X, Xu X, Geng Q, Luo Y, Ju C, Li Q, Zhou Y. 2023. Global arbuscular mycorrhizal fungal diversity and abundance decreases with soil available phosphorus. *Global Ecology and Biogeography* **32**(8):1423–1434. <https://doi.org/10.1111/geb.13704>

MacDonald GK, Benerr EM, Potter PA, Ramankutty N. 2011. Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proc. Natl. Acad. Sci* **108**:3086–3091.

Mader P, Száková J, Míhlová 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**(3):121–129. <https://doi.org/10.1051/analisis:1998121>

- Maitah M, Malec K, Maitah K. 2021. Influence of precipitation and temperature on maize production in the Czech Republic from 2002 to 2019. *Scientific Reports* **11**:10467.
- Mallarino AP, Schepers JS. 2005. Role of Precision Agriculture in Phosphorus Management Practices. *Agronomy Monographs* **27** <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c27>.
- Mandal A, Patra AK, Singh D, Swarup A, Ebhin Masto R. 2007. Effect of long-term application of manure and fertilizer on biological and biochemical activities in soil during crop development stages. *Bioresource Technology* **98**:3585–3592.
- Mažylytė R, Kaziunienė J, Orola L, Valkovska V, Lastauskienė E, Gegeckas A. 2022. Phosphate Solubilizing Microorganism *Bacillus* sp. MVY-004 and Its Significance for Biomineral Fertilizers' Development in Agrobiotechnology. *Biology* **11**(2):254. <https://doi.org/10.3390/biology11020254>
- Mbagwu JS, Piccolo A. 1997. Effects of Humic Substances from Oxidized Coal on Soil Chemical Properties and Maize Yield. Polish Society of Humic Substances, Poland.
- Mbagwu JSC, Piccolo A, Spallacci P. 1991. Effects of field applications of organic wastes from different sources on chemical, rheological and structural properties of some Italian surface soils. *Bioresource Technology* **37**:71–78.
- Mehlich A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **15**:1409–1416.
- Mehmood A, Akhtar MS, Imran M, Rukh S. 2018. Soil apatite loss rate across different parent materials. *Geoderma* **310**:218–229.
- Messiga AJ, Ziadi N, Plénet D, Parent LE, Morel C. 2010. Long-term changes in soil phosphorus status related to P budgets under maize monoculture and mineral P fertilization. *Soil Use and Management* **26**(3):354–364.
- Montag D, Gethke K, Pinnekamp J. 2007. A feasible approach of integrating phosphate recovery as struvite at waste water treatment plants. Institute of Environmental Engineering, Germany.
- Mukuralinda A, Tenywa JS, Verchot L, Obua J, Nabahungu NL, Chianu JN. 2010. Phosphorus uptake and maize response to organic and inorganic fertilizer inputs in Rubona, Southern Province of Rwanda. *Agroforestry Systems* **80**:211–221.
- Mutale-Joan C, Rachidi F, Mernissi NE, Aasfar A, Hadi HE, Sbabou L, Lyamlouli K, Arroussi HE. 2023. Metabolic and transcriptomic effects of *Aphanotheca* sp. biostimulant on tomato plant growth and phosphorus acquisition. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*.
- Naidu R, Lamb D, Bolan N, Gawandar J. 2012. Recovery and reuse of phosphorus from wastewater sources. *Occasional Report* **25**.

Neudert L, Širůček P, Lucas V. 2018. Optimalizace intenzity hnojení ječmene jarního ve vztahu ke zjištěné úrovni heterogenity pozemků. Mendelova univerzita v Brně, Brno.

Noack SR, McLaughlin MJ, Smernik RJ, McBeath TM, Armstrong RD. 2012. Crop residue phosphorus: speciation and potential bioavailability. *Plant and Soil* **359**:375–385.

Oenema O, Chardon W, Ehlert P, Dijk K, Schoumans O, Rulkens W. 2012. Phosphorus fertilisers from by-products and wastes. The International Fertilizer Society, UK.

Pančíková J. 2020. Vliv aplikace hnojiv na produkci biomasy silážní kukuřice. Úroda. Profi Press s.r.o., Praha. Available from <https://uroda.cz/vliv-aplikace-hnojiv-na-produkci-biomasy-silazni-kukurice/> (accessed February 2024).

Parniske M. 2008. Arbuscular mycorrhiza: the mother of plant root endosymbiosis. *Nature Reviews Microbiology* **6**:763–775.

Partanen K, Siljander-Rasi H, Karhapää, Ylivainio K, Tupasela T. 2010. Responses of growing pigs to different levels of dietary phosphorus-performance, bone characteristics, and solubility of facial phosphorus. *Livestock Science* **134**:109–112.

Pautler MC, Sims JT. 2000. Relationship between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in Delaware soils. *Soil Science Society of America Journal*, p. 765–773.

Pavinato PS, Rodrigues M, Soltangheisi A, Sartor LR, Withers PJA. 2017. Effects of Cover Crops and Phosphorus Sources on Maize Yield, Phosphorus Uptake, and Phosphorus Use Efficiency. *Agronomy Journal* **109**(3):1039–1047.

Pavinato PS, Sánchez-Rodríguez AR, Tiecher T. 2022. Editorial: Sustainable Phosphorus Use in Agriculture. *Frontiers in Agronomy* **4**:899924. <https://doi.org/10.3389/fagro.2022.899924>

Pizzeghello D, Berti A, Nardi S, Morari F. 2011. Phosphorus forms and /-sorption properties in three alkaline soils after long-term mineral and manure applications in north-eastern Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **141**:58–66.

Plaxton WC, Lambers H. 2015. *Annual Plant Reviews Volume 48: Phosphorus Metabolism in Plants*. John Wiley & Sons, Ltd.

Powlson DS, Jenkinson DS, Pruden GP, Johnston AE. 1985. The effect of straw incorporation on the uptake of nitrogen by winter wheat. *Journal of the Science of Food and Agriculture* **36**:26–30.

Preston CL, Ruiz Diaz DA, Mengel DB. 2019. Corn response to long-term phosphorus fertilizer application rate and placement with strip-tillage. *Agronomy Journal* **111**:841–850.

Qian K, Kumar A, Zhang H, Bellmer D, Huhnke R. 2015. Recent advances in utilization of biochar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **42**:1055–1064.

Rafique M, Ortas I, Rizwan M, Chaudhary HJ, Gurmani AR, Munis MFH. 2020. Residual effects of biochar and phosphorus on growth and nutrient accumulation by maize (*Zea mays* L.) amended with microbes in texturally different soils. *Chemosphere* 238 (e124710) DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124710.

Raghothama KG. 1999. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology. Phosphate Acquisition **50**:665–693.

Rahim HU, Allevato E, Radicetti E, Carbone F, Stazi SR. 2023. Research Trend of Aging Biochar for Agro-environmental Applications: a Bibliometric Data Analysis and Visualization of the Last Decade (2011–2023). *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **23**:4843–4855. <https://doi.org/10.1007/s42729-023-01456-4>

Ramaekers L, Remans R, Rao IM, Blair MW, Vanderleyden J. 2010. Strategies for improving phosphorus acquisition efficiency of crop plants. *Field Crops Research* **117**:169–176.

Rauch C, Bucher M. 2002. Molecular mechanisms of phosphate transport in plants. *Planta* **216**:23–37. DOI 10.1007/s00425-002-0921-3

Rigby H, Clarke BO, Pritchard DL, Meehan B, Beshah F, Smith SR, Porter NA. 2016. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. *Science of the Total Environment* **541**:1310–1338. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.089>

Richter R. 2004. Fosfor. Význam fosforu. Symptomy nedostatku a nadbytku fosforu. Ústav agrochemie a výživy rostlin, MZLU v Brně, Brno. Available from: [https://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/html/biogenni\\_prvky/psymptomy.htm](https://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/biogenni_prvky/psymptomy.htm) (accessed February 2024).

Richter R. 2005. Kukuřice – nároky na živiny, nároky na půdu a organické hnojení, hnojení dusíkem, hnojení ostatními živinami. Ústav agrochemie a výživy rostlin, Brno. Available from [https://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/hnojeni\\_plodin/html/obilniny/kukurice.htm](https://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/hnojeni_plodin/html/obilniny/kukurice.htm) (accessed February 2024).

Richter R. 2007. Živinný režim půd. Fosfor v půdě. Ústav agrochemie a výživy rostlin, MZLU v Brně, Brno. Available from [https://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/html/agrochemie\\_pudy/puda\\_p.htm](https://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_p.htm) (accessed February 2024).

Römer W, Steingrobe B. 2018. Fertilizer Effect of Phosphorus Recycling Products. Sustainability.

Rowe H, Withers PJA, Baas P, Chan NI, Doody D, Holiman J, Jacobs B, Li H, MacDonald GK, McDowell R, Sharpley AN, Shen J, Taheri W, Wallenstein M, Weintraub MN. 2016. Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **104**:393–412.

Rui W, Ma J, Wei N, Thu X, Li Z. 2023. Genome-Wide Analysis of the PHT Gene Family and Its Response to Mycorrhizal Symbiosis in Tomatoes under Phosphate Starvation Conditions. *Int. J. Mol. Sci* **24**(12): 10246.

Rui W, Mao Z, Li Z. 2022. The Roles of Phosphorus and Nitrogen Nutrient Transporters in the Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis. *Int. J. Mol. Sci.* **23**(19):11027. <https://doi.org/10.3390/ijms231911027>

Ruttenberg KC. 2003. The Global Phosphorus Cycle. *Treatise on Geochemistry* **8**:585–643.

Ruzzi M, Aroca R. 2015. Plant growth-promoting rhizobacteria act as biostimulants in horticulture. *Scientia Horticulturae* **196**:124–134.

Saunders WMH, Williams EG. 1955. Observations on the Determination of Total Organic Phosphorus in Soils. *Journal of Soil Science* **6**(2), 254–267. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1955.tb00849.x>

Sawyer J. 2004. Nutrient Deficiencies and Application Injuries in Field Crops. *Integrated Pest Management*, Iowa State University.

Sharma HSS, Fleming C, Selby C, Rao JR, Martin T. 2014. Plant biostimulants: a review on the processing of macroalgae and use of extracts for crop management to reduce abiotic and biotic stresses. *Journal of Applied Phycology* **26**:465–490.

Sharpley AN, Chapra SC, Wedepohl R, Sims JT, Daniel TC, Reddy KR. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *J. Environ. Qual.* **23**:437–451.

Shen J, Yuan L, Zhang J, Li H, Bai Z, Chen X, Zhang F. 2011. Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. *Plant Physiology* **156**:997–1005. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01398>

Schachtman DP, Reid RJ, Ayling SM. 1998. Phosphorus Uptake by Plants: From Soil to Cell. *Plant Physiology* **116**:447–453.

Schoumans OF, Bouraoui F, Kabbe Ch, Oenema O, Dijk KC. 2015. Phosphorus management in Europe in a changing world. *AMBIO* **44**:180–192.

Sims JT. 1993. Environmental soil testing for phosphorus. *Journal of Agricultural Production* **6**:501–507.

Singh H, Halder N, Singh B, Singh J, Sharma S, Shacham-Diamand Y. 2023. Smart Farming Revolution: Portable and Real-Time Soil Nitrogen and Phosphorus Monitoring for Sustainable Agriculture Sensors **23**(13):5914. <https://doi.org/10.3390/s23135914>

Skládanka J. 2006. Multimediální učební texty pčnicnářství. Mendelu, Brno. Available from [https://web2.mendelu.cz/af\\_222\\_multitext/picniny/sklady.php?odkaz=kukurice.html](https://web2.mendelu.cz/af_222_multitext/picniny/sklady.php?odkaz=kukurice.html) (accessed February 2024).



Smatanová M, Florián M. 2021. Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2015–2020. Č.j. UKZUZ 160404/2021.

Smith SE, Read DJ. 1997. Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press, New York.

Sorensen BL, Dall OL, Habib K. 2015. Environmental and resource implications of phosphorus recovery from waste activated sludge. *Waste Management* **45**:391–399.

Stevenson FJ, Cole MA. 1999. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. Wiley, New York.

Suciu NA, Lamastra L, Trevisan M. 2015. PAHs content of sewage sludge in Europe and its use as soil fertilizer. *Waste Management* **41**:119–127.

Sucunza FA, Boem FHG, Garcia FO, Boxler M, Rubio G. 2018. Long-term phosphorus fertilization of wheat, soybean and maize on Mollisols: Soil test trends, critical levels and balances. *European Journal of Agronomy* **96**:87–95.

Suliman S, Mühlhling KH. 2021. Utilization of soil organic phosphorus as strategic approach for sustainable agriculture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **184**(3):311–319. <https://doi.org/10.1002/jpln.202100057>

Sun W, Shahrajabian MH. 2023. The application of Arbuscular Mycorrhizal Fungi as Microbial Biostimulant, Sustainable Approaches in Modern Agriculture. *Plants* **12**(17):3101. <https://doi.org/10.3390/plants12173101>

Tarayre C, Clercq LD, Charlier R, Michels E, Meers E, Camargo-Valero M, Delvigne F. 2016. New perspectives for the design of sustainable bioprocesses for phosphorus recovery from waste. *Bioresource Technology* **206**:264–274.

Tigchelaar M, Battisti DS, Naylor RL, Ray DK. 2018. Future warming increases probability of globally synchronized maize production shocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **115**(26):6644–6649.

Traon D, Amat L, Zotz F, Jardin P. 2014. A Legal Framework for Plant Biostimulants and Agronomic Fertiliser Additives in the EU. Arcadia International, Belgium.

Trippe KM, Manning VA, Reardon CL, Klein AM, Weidman C, Ducey TF, Novak JM, Watts DW, Rushmiller H, Spokas KA, Ippolito JA, Johnson MG. 2021. Phytostabilization of acidic mine tailings with biochar, biosolids, lime, and locally-sourced microbial inoculum: Do amendment mixtures influence plant growth, tailing chemistry, and microbial composition? *Applied Soil Ecology* 165 (e103962) DOI: 10.1016/j.apsoil.2021.103962.

Turner BL, Cade-Menun BJ, Condrón LM, Newman S. 2005. Extraction of soil organic phosphorus. *Talanta* **66**(2):294–306. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2004.11.012>

Turner BL, Leytem AB. 2004. Phosphorus compounds in sequential extracts of animal manures: chemical speciation and a novel fractionation procedure. *Environmental science & technology* **38**:6101–6108.

Ullah J, Shah S, Mihoub A, Jamal A, Saeed MF, Székely Á, Radicetti E, Salman M, Caballero-Calvo A. 2023. Accessing the Effect of Combining Phosphorus Fertilizers with Crop Residues on Maize (*Zea Mays* L.) Productivity and Financial Benefits. *Gesunde Pflanzen* **75**:1995–2008.

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 2020. Metodický návod pro hnojení plodin, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno. Available from: <https://eagri.cz/public/portal/-q454327---QOHiQRp6/prirucka-pro-hnojeni-plodin> (accessed: February 2024).

Vaněk V, Balík J, Němeček R, Pavlíková D, Tlustoš P. 1998. Výživa a hnojení polních plodin, ovoce a zeleniny. FARMÁŘ – ZEMĚDĚLSKÉ LISTY, Praha.

Vaněk V, Balík J, Pavlíková D, Tlustoš P. 2007. Výživa polních a zahradních plodin. profi Press, s.r.o., Praha. ISBN: 976-80-86726-25-0

Venclová B. 2021. Jak se dříve pěstovala a využívala kukuřice. Úroda. Profi Press, Praha. Available from <https://uroda.cz/jak-se-drive-pestovala-a-vyuzivala-kukurice/> (accessed February 2024).

Veneklaas EJ, Lambers H, Bragg J, Finnegar PM, Lovelock CE, Plaxton WC, Price CA, Scheible WR, Shane MW, White PJ, Raven JA. 2012. Opportunities for improving phosphorus-use efficiency in crop plants. *New Phytologist* **195**:306–320.

Verstraete W, Caveye PV, Diamantis V. 2009. Maximum use of resources present in domestic “used water”. *Bioresource Technology* **100**:5537–5545. doi:10.1016/j.biortech.2009.05.047

Wagar BI, Stewart JWB, Henry JL. 1986. Comparison of single large broadcast and small annual seed-placed phosphorus treatments on yield and phosphorus and zinc contents of wheat on chernozemic soil. *Canadian Journal of Soil Science* **66**:237–248.

Wan Y, Wang Z, Xia J, Shen S, Guan M, Zhu M, Qiao C, Sun F, Liang Y, Li J, Lu K, Qu C. 2020. Genome-Wide Analysis of Phosphorus Transporter Genes in *Brassica* and Their Roles in Heavy Metal Stress Tolerance. *Int. J. Mol. Sci* **21**(6):2209. DOI: 10.3390/ijms21062209

Wang Q, Liao Z, Yao D, Yang Z, Wu Y, Tang C. 2021. Phosphorus immobilization in water and sediment using iron-based materials: A review. *Science of -the Total Environment* **767**:144246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144246>

Wang X, Yan X, Liao H. 2010. Genetic improvement for phosphorus efficiency in soybean: a radical approach. *Annals of Botany* **106**(1):215–222. <https://doi.org/10.1093/aob/mcq029>

- Wang Y, Bauke SL, Sperber C, Tamburini F, Guigue J, Winkler P, Kaiser K, Honermeier B, Amelung W. 2021. Soil phosphorus cycling is modified by carbon and nitrogen fertilization in log-term field experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **184**(2):282–293.
- Wang YT, Zhang TQ, O'Halloran IP, Tan CS, Hu QC. 2016. A phosphorus sorption index and its use to estimate leaching of dissolved phosphorus from agricultural soils in Ontario. *Geoderma* **274**:79–87. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.002>
- Wei L, Chen S, Cui J, Ping H, Yuan C, Chen Q. 2022. A meta-analysis of arable soil phosphorus pools response to manure application as influenced by manure types, soil properties, and climate. *Journal of Environmental Management* **313**:115006.
- Wiel CC, Linden CG, Scholten OE. 2016. Improving phosphorus use efficiency in agriculture: opportunities for breeding. *Euphytica* **207**:1–22.
- Withers PJA, Edwards AC, Foy B. 2006. Phosphorus cycling in UK agriculture and implications for phosphorus loss from soil. *Soil Use and Management* **17**:139–149.
- Withers PJA, Sylvester-Bradley R, Jones DL, Healey JR, Talboys PJ. 2014. Feed the Crop Not the Soil: Rethinking Phosphorus Management in the Food Chain. *Environmental Science & Technology* **48**:6523–6530.
- Xu HX, Weng XY, Yang Y. 2007. Effect of Phosphorus Deficiency on the Photosynthetic Characteristics of Rice Plants. *Russian Journal of Plant Physiology* **54**(6):741–748.
- Yakhin OI, Lubyantsov AA, Yakhin IA, Brown PH. 2017. Biostimulants in Plant Science: A Global perspective. *Frontiers in Plant Science* <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.02049>
- Yan X, Wang D, Zhang H, Zhang G, Wei Z. 2013. Organic amendments affect phosphorus sorption characteristics in a paddy soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **175**:47–53.
- Yan X, Wei Z, Hong Q, Lu Z, Wu J. 2017. Phosphorus fractions and sorption characteristics in subtropical paddy soil as influenced by fertilizer sources. *Geoderma* **295**:80–85. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.012>
- Yang S, Li F, Suo D, Guo T, Wang J, Song B, Jin S. 2006. Effect of Long-Term Fertilization on Soil Productivity and Nitrate Accumulation in Gansu Oasis. *Agricultural Sciences in China* **5**:57–67.
- Yang X, Post WM, Thornton PE, Jain A. 2013. The distribution of soil phosphorus for global biogeochemical modeling. *Biogeosciences* **10**:2525–2537. doi:10.5194/bg-10-2525-2013
- Yara. 2024. Nedostatek fosforu–Kukuřice. Available from: <https://www.yaraagri.cz/vyziva-rostlin/plodiny/kukurice/deficiency-kukuice/nedostatek-fosforu-kukuice/> (accessed: February 2024).

- Yu S, Park J, Kim M, Ryu C, Park J. 2019. Characterization of biochar and byproducts from slow pyrolysis of hinoki cypress. *Bioresource Technology Reports* **6**:217–222. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.03.009>
- Yuan Z, Pratt S, Batstone DJ. 2012. Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. *Current Opinion in Biotechnology* **23**:878–883.
- Zhang C, Meng S, Li M, Thao Z. 2016. Genomic identification and expression analysis of the phosphate transporter gene family in poplar. *Frontiers in plant Science* **7**:1398.
- Zhang H, Bittma S, Hunt DE, Bounaix F. 2020. Corn response to long-term manure and fertilizer applications o a preceding perennial forage crop. *European Journal of Agronomy* **115**:125990. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2019.125990>
- Zhang J, Chen Z, Liu Y, Wei W, Ni BJ. 2022. Phosphorus recovery from wastewater and sewage sludge as vivianite. *Journal od Cleaner Production* **370**:133439. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133439>
- Zhang Q. 2007. Strategies for developing Green Super Rice. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **104**:16402–16409.
- Zhang S, Lehmann A, Zheng W, You Z, Rillig MC. 2018. Arbuscular mycorrhizal fungi increase grain yields: a meta-analysis. *New Phytologist* **222**:543–555.
- Zhang TQ, Tan CS, Zheng ZM, Drury CF. 2015. Tile Drainage Phosphorus Loss with Long-Term Consistent Cropping Systems and Fertilization. *Journal of Environmental Quality* **44**(2):503–511. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.04.0188>
- Zhang W, Gong J, Zhang Z, Song L, Lambers H, Zhang S, Dong J, Dong X, Hu Y. 2023. Soil phosphorus avilability alters the correlations between root phosphorus-uptake rates and net photosynththesis of dominant C3 and C4 species in a typical temperate grassland of Northern China. *New Phytologist* **240**(1):157–172.
- Zhu Y, Zhai Y, Li S, Liu X, Wang B, Liu X, Fan Y, Shi H, Li C, Zhu Y. 2022. Thermal treatment of sewage sludge: A comparative review of the conversion principle recovery methods and bioavailability-predicting of phosphorus. *Chemosphere* **291**:133053 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133053>