

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Obsah síry v půdě a výnosy pšenice ozimé po dlouhodobé aplikaci
čistírenských kalů na stanovišti Hněvčeves**

Diplomová práce

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

Autor práce: Bc. Jan Motyčka

© 2014 ČZU v Praze

Prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Obsah síry v půdě a výnosy pšenice ozimé po dlouhodobé aplikaci čistírenských kalů na stanovišti Hněvčeves" jsem vypracoval 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 autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10.4. 2014

.....

Jan Motyčka

Poděkování

Tímto bych si dovolil poděkovat především Ing. Martinu Kulhánkovi Ph.D. za odborné vedení a cenné rady během vypracovávání celé práce. Dále bych rád poděkoval rodině za podporu při studiu.

Souhrn

Cílem této diplomové práce je sledování vlivu různých systémů hnojení na změnu obsahu okamžitě přístupné síry v půdě se zaměřením na aplikaci čistírenských kalů. Dalším cílem je sledování výnosů pšenice ozimé v dlouhodobých pokusech. Teoretická část se proto v první polovině zabývá **sírou v půdě** - jejími formami, transformací, vstupem do půdy, ztrátami; **sírou v rostlině** – formami příjmu, pohybem, asimilací, nedostatkem; **hnojením sírou** – organická hnojiva, minerální hnojiva. Druhá polovina teoretické části se zabývá čistírenskými kaly – jejich vlastnostmi, toxicitou, úpravou, využitím v zemědělství a legislativou.

Experimentální část práce vychází z dlouhodobého stacionárního pokusu, který byl založen na pokusné stanici ČZU a VÚRV v.v.i. Ruzyně v roce 1996 na stanovišti Hněvčeves a jeho metodika je blíže popsána v praktické části práce. Jeho cílem je zhodnocení obsahu okamžitě přístupné síry v půdě po sklizni brambor, pšenice ozimé, ječmene jarního v závislosti na variantách hnojení - kontrola, čistírenský kal, hnůj, minerální hnojiva (NPK) v letech 1996 – 2011. Dále je hodnocen výnos zrna pšenice ozimé u jednotlivých variant hnojení v průběhu let 1997 - 2011.

Na základě výsledků z dlouhodobého stacionárního pokusu lze říci, že od roku 1996 docházelo k pozvolnému poklesu obsahu okamžitě přístupné S v půdě u všech variant hnojení s výjimkou roku 2005 (což bylo pravděpodobně zapříčiněno odlišnými povětrnostními podmínkami v tomto ročníku), kdy došlo ke značnému zvýšení obsahu přístupné S u všech testovaných variant. V tomto roce došlo k nejvyšší změně u obsahu přístupné S u varianty hnůj, jejíž hodnota byla navýšena o 35% vůči roku 1996. K obdobnému zvýšení obsahu přístupné S došlo i u varianty kal, kde rozdíl činil 34%. Naopak nejnižší hodnoty u všech variant byly naměřeny v roce 2008, kdy došlo např. u varianty NPK (jenž obsahovala během celého sledovaného období nejméně S) ke snížení obsahu S o 55% oproti roku 1996. Dále z výsledků vyplývá, že významným zdrojem okamžitě přístupné S jsou čistírenské kaly a to zejména pro brambory, ke kterým byly aplikovány přímo. Při vyhodnocení následného působení hnojení kaly u pšenice a ječmene, došlo již k postupnému poklesu obsahu S v půdě. Z toho vyplývá, že čistírenské kaly jsou spíše krátkodobým zdrojem okamžitě přístupné S. Obdobný pozitivní vliv na obsah okamžitě přístupné S měla i aplikace hnoje, která pravidelně dosahovala u brambor druhého nejvyššího obsahu, a zároveň u této varianty nedocházelo k takovým poklesům obsahu S u následujících plodin. Z toho lze vyvodit, že je aplikace hnoje z dlouhodobějšího hlediska ve srovnání s kaly vhodnější.

Z výsledků výnosů zrna pšenice ozimé je patrné, že ve srovnání s variantou kontrola docházelo od roku 1997 – 2011 ke zvyšování výnosů u všech variant s jedinou výjimkou - v roce 2010, kdy na variantě hnůj došlo k poklesu výnosu vůči kontrole o 5, 2 %. Naopak zcela nejvyšší rozdíl výnosů byl zaznamenán v roce 2002 na variantě NPK, jenž přesáhla výnos varianty kontrola o 192 %.

Klíčová slova: síra, půda, minerální hnojiva, organická hnojiva, dlouhodobé pokusy, výnosy rostlin

Summary

The objective of this thesis was to monitor use of different types of fertilization systems and their effects on changing content of readily available sulfur in soil with a focus on the application of sewage sludge. Another objective was also to monitor the yield of winter wheat during long-term period experiments. Therefore the first half of theoretical part emphasis on sulfur presence in soil - their forms, transformation, input, losses; **sulfur in plant** – uptake forms, transport, asimilation, deficiency; **sulfur fertilization** - organic fertilizers, mineral fertilizers. On the other hand the second theoretical part emphasis on **sewage sludge** – with focus on its characteristics, toxicity, treatment, and use in agricultural and legislation.

The experimental part of the thesis is based on long-term stationary experiment, which was based on experimental station ČZU VURV v.v.i. Ruzyně in 1996 on Hněvčeves station and its methodology is more fully described in the practical part of this thesis. The objective of this experiment is to evaluate the results immediately available sulfur content in the soil after harvest of potatoes, winter wheat, spring barley varieties depending on fertilization - control, sewage sludge, manure, mineral fertilizers (NPK) in 1996 - 2011. There is also evaluated grain yield of winter wheat for each type of fertilization each year during period between 1997 -2011.

Based on the results of long-term stationary experiment we can say that since year 1996 there was a gradual decrease of readily available Sulfur in soil regarding to all types of fertilizers with exception of year 2005 (probably due to different weather conditions), when there was a substantial increase in content of readily available S in all fertilizing types. This year was the highest change in the content of accessible S regarding the manure type and its value has been increased by 35 % compared to year 1996. The lowest values for all fertilization types were measured in 2008, when for example NPK treatment (which contained the least Sulfur during whole period of testing) to reduce the S content of 55 % compared to year 1996. Furthermore, the results indicate that the major source of readily available Sulfur was within the sewage sludge directly applied to potatoes. When evaluating an effect of subsequent sewage sludge fertilization on wheat and barley there has been a gradual decrease in Sulfur presence contained in soil. According to test results we can say that sewage sludge are rather short-term source of readily available S. Application of manure led to the second highest content of readily available Sulfur on potatoes, while there was not recorded such a decrease of sulfur content in subsequent crops. Based on this information we can conclude that application of manure for longer period of time is more appropriate than application of

sludge. From results of the grain yield of winter wheat is evident that, in comparison with control variant, occurred the yields increase for all fertilisation types from 1997 - 2011, with one exception - in 2010, when regarding manure type we can observe decreased in yield control of 5,2 %. On the contrary, the highest yield difference was recorded in 2002 on the NPK treatment, which exceeded the yield of control treatment to 192 %.

Key words: sulfur, soil, mineral fertilizers, organic fertilizers, long-term experiments, plant yield

Obsah

1	Úvod.....	9
2	Cíl práce	11
3	Hypotéza	12
4	Literární přehled	13
4.1	Síra v půdě.....	13
4.1.1	Anorganické formy síry	13
4.1.2	Organické sloučeniny síry	14
4.1.3	Transformace síry v půdě	14
4.1.3.1	Redukce	15
4.1.3.2	Oxidace	15
4.1.3.3	Mineralizace a imobilizace síry v půdě.....	15
4.1.4	Vstup síry do půdy	18
4.1.5	Ztráty síry z půdy.....	18
4.1.6	Hnojení sírou.....	19
4.1.6.1	Organická hnojiva	20
4.1.6.2	Minerální hnojiva.....	21
4.2	Síra v rostlině.....	23
4.2.1	Funkce síry v rostlině	23
4.2.2	Formy příjmu síry rostlinou	23
4.2.3	Pohyb síry v rostlině.....	24
4.2.4	Asimilace síry v rostlinách.....	25
4.2.4.1	Syntéza sirných organických sloučenin	25
4.2.4.2	Redukce síranu	26
4.2.4.3	Syntéza síranových esterů	27
4.2.5	Nedostatek síry u rostlin.....	27
4.3	Čistírenské kalý.....	28
4.3.1	Vlastnosti kalů z ČOV	28
4.3.2	Toxicita kalů z ČOV	29
4.3.3	Úprava vlastností kalů.....	31
4.3.3.1	Stabilizace kalu	31
4.3.3.2	Hygienizace kalu	32
4.3.4	Využití kalů v zemědělství.....	33
4.3.5	Legislativa.....	34

5	Metodika.....	37
6	Výsledky	40
6.1	Obsahy vodorozpustné síry po sklizni jednotlivých plodin na stanovišti Hněvčeves	40
6.2	Výnos zrna ozimé pšenice na stanovišti Hněvčeves	45
7	Diskuse	51
8	Závěr	54
9	Použitá literatura	56

1 Úvod

Síru lze zařadit mezi nejhojněji vyskytující se prvky na Zemi. V přírodě se nejčastěji nachází ve formě sádrovce. Dále se významně vyskytuje v různých druzích rud na bázi sulfidů, jako je např. pyrit, sfalerit, galenit. Relativně hojně je zastoupena i v horninách organického původu, tedy v uhlí a ropě. Největší množství síry se nachází v litosféře a hydrosféře, naopak nejméně síry se vyskytuje v atmosféře.

Síra je také nedílnou součástí všech živých organismů. V rostlinách se vyskytuje nejčastěji ve formě aminokyselin cysteinu a methioninu, které jsou nedílnou součástí všech plnohodnotných bílkovin. Dále je součástí glutathionu, jenž je součástí fytochelatinů, jejichž schopností je detoxikace některých těžkých kovů, jako je Cd, Cu a Pb, také je významnou součástí důležitých koenzymů (např. koenzymu A). I přes to u nás byla v minulých letech role síry jako základní živiny pro růst rostlin značně podceňována, protože její přísun do půdy byl v bohaté míře zajišťován prostřednictvím atmosférických depozic (v roce 1990 bylo do půdy po přepočtu dopraveno cca 120 kg S.ha⁻¹). K výrazné změně došlo během posledních dvaceti let, kdy začalo hlavně v důsledku odsiřování tepelných elektráren docházet k postupnému trendu v poklesu vstupu síry do půdy (již v roce 1998 činila hodnota dopravené síry do půdy po přepočtu pouhých 15 kg S.ha⁻¹), což ve spojení s méně častým použitím hnojiv obsahujících síru a také s častějším zařazením náročnějších plodin na síru do osevních postupů začalo vést až k jejímu nedostatku. Deficit síry se u rostlin začíná projevovat, když její obsah klesne pod 0,01 % v sušině, zatímco za běžných podmínek rostliny obsahují 0,1 – 0,5 % síry v sušině. Typickým vizuálním příznakem nedostatku síry u rostlin je žloutnutí listů, které se začíná objevovat na listech nejmladších a při dlouhodobějším deficitu přechází na listy spodní.

Jednou z možností, jak alespoň částečně řešit deficit síry a dalších potřebných živin pro rostliny, je aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu. Hlavní předností stabilizovaných čistírenských kalů je vysoký obsah organické hmoty, stopových prvků a makroprvků. Jejich živiny jsou např. ve srovnání s hnojem pro rostliny rychleji dostupné, avšak nejsou do takové míry stabilní. Mají také pozitivní vliv na fyzikální a chemické vlastnosti půd.

Hlavním problémem, který komplikuje využití kalů v zemědělství, je obsah cizorodých látek, jako jsou těžké kovy, organické chlorované látky, polycyklické aromatické uhlovodíky a další látky jim podobné. Druhým limitujícím faktorem jejich využití v zemědělství jsou

patogenní mikroorganismy. Pokud bude při jejich aplikaci na zemědělskou půdu přistupováno zodpovědně, dle platné legislativy, jsou dle mého názoru vhodnou formou hnojení vedoucího k obohacení zemědělské půdy o síru a další potřebné látky.

2 Cíl práce

Cílem práce je sledování změn obsahu okamžitě přístupné síry v půdě po dlouhodobé aplikaci různých organických a minerálních hnojiv se zaměřením na efektivitu aplikace čistírenských kalů. Dalším cílem je sledování výnosů pšenice ozimé v dlouhodobých pokusech.

3 Hypotéza

Po roce 1990 dochází postupně k výraznému poklesu síry v půdách. Síra se z tohoto důvodu stává limitujícím prvkem ve výživě rostlin. Předpokládá se, že by vybrané systémy hnojení mohly tomuto poklesu zabránit, nebo ho alespoň zpomalit a zachovat tak stabilní výnosy rostlin.

4 Literární přehled

4.1 Síra v půdě

V půdě se síra nachází ve formě anorganické a organické (Richter, Hřivna, 1999). Poměr mezi obsahem organické a anorganické síry značně kolísá a závisí hlavně na půdním druhu a hloubce (Tabatabai, 1982). Podle Fecenka (2002) obsahují humózní půdy větší obsah síry a to především v organické formě, přičemž značný nedostatek síry je registrován u lehkých půd, které obsahují nízké množství humusových látek. Balík a Tlustoš (2000) uvádějí, že celkový obsah síry v půdách humidních oblastí většinou v rozmezí 0,02-0,2 %, z toho 60-98 % v organických vazbách. Dle Matuly (2007) se pohybuje celkový obsah síry v ornici půd ČR nejčastěji v rozmezí 85-250 mg S.kg⁻¹ a poměrné zastoupení celkového obsahu síry k obsahu celkového uhlíku a dusíku je vyjádřeno poměrem C/N/S a bylo zjištěno v následném rozpětí: 78-126/8-13/0,5-1,5.

4.1.1 Anorganické formy síry

Anorganická S je ve většině zemědělských půd méně hojná než organicky vázaná S (Bohn et al., 1986). Anorganická síra je v zemědělských půdách přítomna zpravidla ve formě síranů a v nižších oxidačních stavech sulfidů, polysulfidů, siřičitanů, thiosíranů a elementární S. V dobře provzdušněných půdách je nejběžnější síranová forma. Sírany se v půdách vyskytují jako vodorozpustné soli, sírany adsorbované na půdní koloidy nebo nerozpustné formy síranů (Barber, 1995). Z hlediska výživy porostů na kulturních půdách mají největší význam sírany. Síranový aniont (SO₄²⁻) je vysoce mobilní v půdní vodě, neboť je odpuzován od povrchu půdních částic se stejným (záporným) nábojem. V období promytého režimu půd jsou sírany snadno vyplavovány tokem gravitační vody do spodních vrstev. Jsou dokumentovány ztráty síranů vyplavením z ornice v hodnotách 30 až 80 kg S/ha/rok (Matula, 2007). Příjem síranů a jejich koncentrace v půdě je ovlivněna hodnotou pH půdy, chováním půdních koloidů, množstvím oxidů Fe a Al a organickými ligandy (Barrow, 1975; Metson, 1979). Sírany v půdním roztoku jsou sorbovány na oxidy železa a hliníku dvěma základními mechanismy. V prvním případě dochází k výměně síranových iontů za hydroxylové na povrchu minerálů a v druhém případě dochází k tvorbě hydro-síranových komplexů na oxidech hliníku. K výměnné aniontové sorpci dochází i na povrchu jílových minerálů,

zejména kaolinitu a kladně nabitých organických radikálů. Výměnná sorpce je závislá na pH prostředí a je významná především v kyselých půdách (Tlustoš et al., 2001).

4.1.2 Organické sloučeniny síry

Až 98% z celkového množství síry se nachází v organických sloučeninách nejrůznějšího původu (Tlustoš et al., 2001). Organická síra se v půdě nachází v rozmanitých sloučeninách, jako jsou sirné aminokyseliny methionin a cystein, cholinsulfát, sulfolipidy, sulfonové kyseliny a sulfátované polysacharidy (Freney, 1986). Organická S je rozdělena do dvou větších skupin podle reakce s redukčními činidly: (1) estericky vázaná síra, která je nepřímo vázaná na C (např. sulfátové estery C-O-S, sulfamáty C-N-S, sulfátové thioglyceridy N-O-S) a (2) síra přímo vázaná na uhlík (např. v sirných aminokyselinách, merkaptanech, disulfidech a sulfonových kyselinách) (Freney, 1986; Biederbeck, 1978). Kolem 90 % redukované síry je součástí dvou esenciálních sirných aminokyselin cysteinu a methioninu, které jsou prekurzory mnoha sloučenin obsahujících síru. Cystein se prostřednictvím funkční skupiny –SH přímo účastní metabolických reakcí. Snadno dehydrogenuje, a to i v peptidické vazbě, při tom se spojují dvě molekuly cysteinu na cystin. Methionin je nejen nezbytnou aminokyselinou a stavební jednotkou bílkovin, ale také donorem aktivních methylových skupin (Zelený a Zelená, 1996). Obsah síry v jednotlivých bílkovinách je poměrně stabilní a v určitém poměru k dusíku (N/S – bílkoviny chloroplastů 15, albumin 28, gliadin 33 a globulin 67) (Vaněk et al., 2001).

4.1.3 Transformace síry v půdě

Obecně platí, že většina z transformací síry v půdě je prováděna mikroorganismy, ačkoli striktně chemické reakce jsou také možné. Mikrobiální transformace síry v půdě, lze rozdělit do čtyř hlavních skupin: (1) imobilizace, nebo asimilace síry do organických sloučenin, rostlinami nebo mikroorganismy, (2) mineralizace, tj. rozklad organických sloučenin síry, (3) oxidace síry na anorganické sloučeniny síry, (4) redukce síranu na neúplně zoxidované anorganické sloučeniny síry. Typy transformací jsou ovlivněny oxidačním stavem síry a environmentálními podmínkami, zejména dostupností kyslíku (Starkey, 1966).

4.1.3.1 Redukce

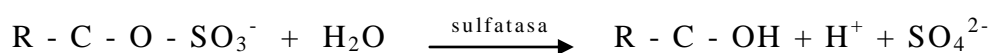
Redukce síranů je proces, který je uskutečňován především anaerobními bakteriemi. V našich dobře provzdušněných půdách má tento proces nevýznamnou roli (Schlegel, 1992).

4.1.3.2 Oxidace

Všechny redukované formy síry, včetně elementární S, jsou v aerobních podmínkách oxidovány na SO_4^{2-} (Nor et Tabatabai, 1977). Oxidaci H_2S a elementární síry v půdě, tzv. sulfurikaci, provádějí fotosyntetizující a chemolitotrofní bakterie. Oxidace se odehrává buď bezbrvými sirnými bakteriemi (v půdě rod *Thiobacillus*, v bahně rody *Beggiatoa*, *Thiotrix*, *Thiospirillum*, *Thiophysa*) anebo anaerobně fotosyntetizujícími purpurovými nebo zelenými sirnými bakteriemi (čeleď *Thiorhodaceae*, *Chlorobacteraceae*). Hlavními zástupci bakterií účastnících se redukčních pochodů s produkcí H_2S , nazývajících se desulfurikace, jsou bakterie rodu *Desulfovibrio* (Mengel et Kirkby, 1978).

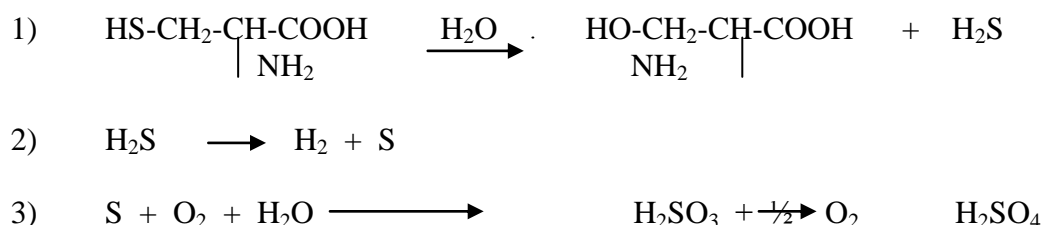
4.1.3.3 Mineralizace a imobilizace síry v půdě

Síra v půdě koluje mezi anorganickou a organickou formou. Anorganická síra je imobilizována na organické sloučeniny, které se různě transformují a zároveň bývají mineralizovány na anorganickou síru dostupnou rostlinám. Oba procesy, mineralizace i imobilizace, probíhají současně a jsou zprostředkovány mikrobiálními procesy (Scherer, 2009). Mineralizaci síry z organických sloučenin ovlivňuje složení substrátu, hodnota pH, teplota a vlhkost (Zelený a Zelená, 1996). Cyklus organické síry skrz půdní organickou hmotu zahrnuje biochemickou a biologickou mineralizaci. **Biochemická mineralizace, tj.** hydrolýza sulfátových esterů je katalyzována různými sulfatázami. Tyto enzymy hydrolyzují sulfátové estery v podmínkách, kdy mikrobiální požadavky na síru nejsou pokryty anorganickými sírany (Scherer, 2009).



Estery podléhají velmi rychlým změnám (Tlustoš, 2001). Aktivita sulfatáz je spíše řízena zásobou síry v půdních mikroorganismech, než jejich potřebou pro energii. Nízká

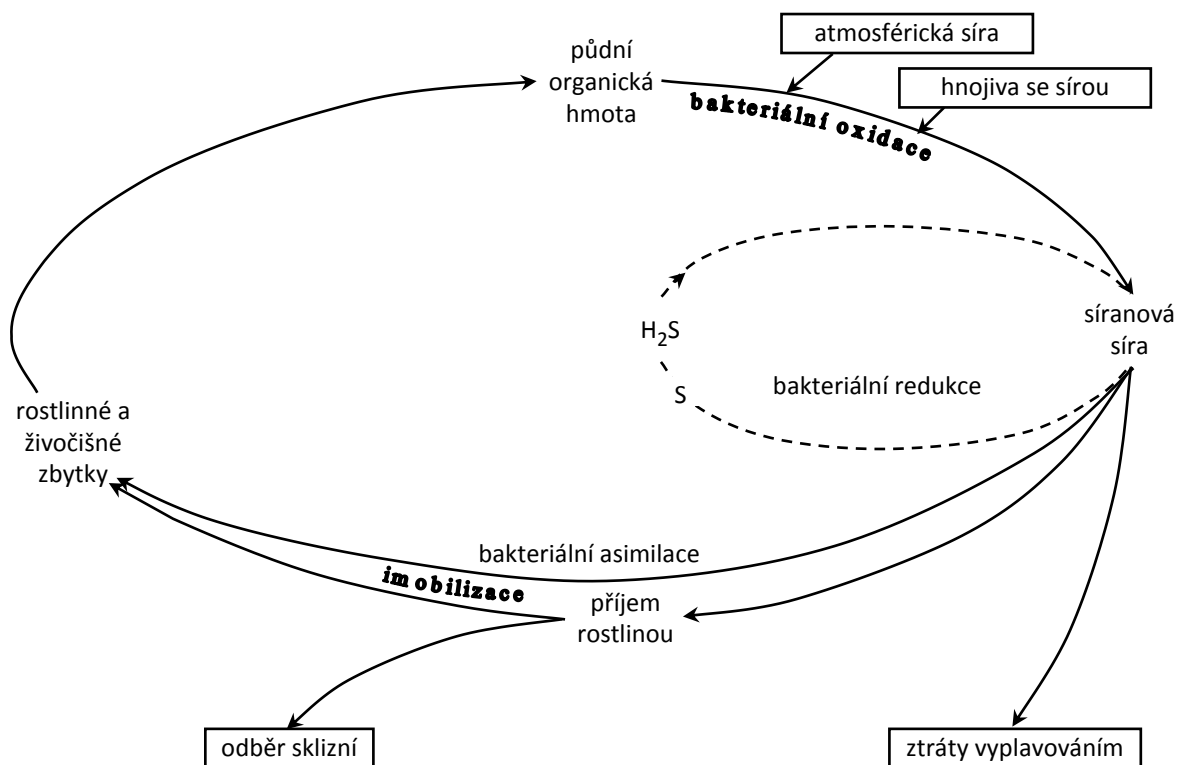
úroveň sulfatáz buď stimuluje půdní mikroorganismy k produkci sulfatáz nebo k aktivaci enzymů. Následkem pravidelné aplikace S do půdy se snižuje aktivita sulfatáz. Rozsah z uvolňování síranů sulfátových esterů v půdách závisí na jejich koncentraci v půdním roztoku. Přístupnost estersulfátů je velice rozličná. Jejich biochemická stabilita může záviset na umístění ve struktuře huminových polymerů. Sulfátová skupina umístěná ve vnitřní struktuře těchto polymerů je těžko dostupná oproti sulfátové skupině umístěné na povrchu polymerů, která je snadno přístupná sulfatázám a díky tomu i snadno mineralizovatelná. Mimoto spojení estersulfátů s jílem chrání před transformací mikroorganismy. **Biologická mineralizace** nastává, pokud mikroorganismy využívají jako zdroj C sloučeniny S přímo vázané na uhlík. Vedlejším produktem mineralizace z oxidace C na CO₂ jsou uvolněné sírany. Část síranů je syntetizována během množení buněk organismů. Pouze přebytky potřeby organismů se uvolňují pro růst rostlin. Mineralizace sloučenin S přímo vázaná na C vyžaduje mikrobiální aktivitu (Scherer, 2009). Mikrobiální mineralizace organických sloučenin síry je zcela zřejmě ovlivňována teplotou půdy (Swift, 1985). Jaggi et al., (1999), kteří studovali vliv tří teplotních režimů na mineralizaci půdních organických sloučenin S, zjistili značný teplotní efekt, při kterém je rychlost mineralizace nejvyšší při 36°C. S tím korelují i výsledky laboratorních inkubačních experimentů MacDonalda et al., (1995), které byly prováděny v pěti teplotních úrovních, v rozmezí od 5°C do 25°C po dobu 32 týdnů, přičemž se rychlost mineralizace S zvyšovala s teplotou. V inkubačních experimentech s půdou z Mississippi se mineralizovalo v průměru 4 % celkové půdní organické síry po 3 měsících inkubace a 6 % po 6 měsících inkubace (Nelson, 1964). Rozložení této skupiny je mnohem složitější. Nejprve musí dojít k rozkladu organických látek na jednodušší sloučeniny – aminokyseliny. Následně se odštěpí sulfan, který se postupně oxiduje na síran.



Mineralizace síry je také ovlivněna zapravením rostlinných zbytků do půdy. Předpokladem rychlé mineralizace síry v rostlinných zbytcích je solubilizace síranů a hydrolyza organických sloučenin síry při stárnutí. Mineralizace může být podpořena vápněním vytvářejícím příznivé prostředí pro mikrobiální aktivitu. Rychlost mineralizace se

přidáním vápence liší v závislosti na půdě. Zvýšení však není spojeno s žádnou půdní vlastností. Nad hodnotou pH 7,5 se mineralizace zvýší, pravděpodobně vlivem peptizace organické hmoty nebo chemické hydrolyzy, která může přispět mineralizačnímu procesu. Vyššího množství síranů po vápnění může být též dosaženo zvýšením rozpustnosti jinak těžko rozpustných forem hydrogensulfidů hliníku a železa (Scherer, 2009). Imobilizaci ovlivňují sezónní faktory, jako půdní vlhkost, teplota, organická hmota, aplikace hnojiv obsahujících síru, atmosférická depozice síry a přítomnost rostlin. Rozsah imobilizace závisí na poměru C:S přidaných komponentů. Zatímco poměr C:S pod 200 vede k mineralizaci organických sloučenin síry, poměr C:S nad 400 má za následek imobilizaci síranů. K imobilizaci dochází i zapravením rostlinných zbytků s obsahem síry nižším než 0,13% (Tlustoš a kol., 2001). Podrobnější koloběh síry v půdě je znázorněn v obr. 1.

Obrázek 1: Koloběh síry v půdě (Tandon, 1991).



4.1.4 Vstup síry do půdy

Do půdy se síra dostává hnojivy statkovými i minerálními, z ovzduší spadem ve formě srážek, ale i přímým kontaktem SO_2 s povrchem půdy (Vaněk a kol., 2001).

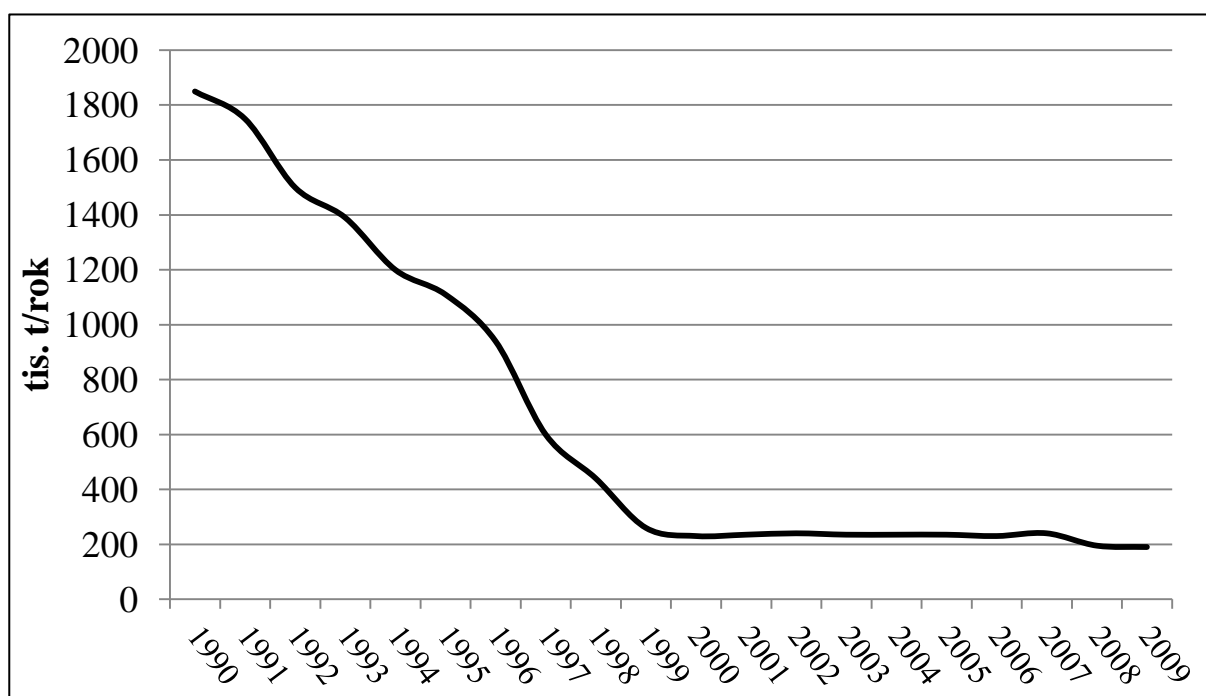
4.1.5 Ztráty síry z půdy

Jednou z hlavních příčin úbytku síry v půdách je zejména její vyplavování ve formě síranu. Minerální síra se v půdě nachází jako nerozpustná, vodorozpustná nebo adsorbovaná frakce. Nerozpustná frakce je jen nepatrně vyplavována a není přístupná pro rostliny. Někdy se vyskytuje na vápencových půdách, kde je blokována v chemické vazbě s uhlíčanem vápenatým (Williams et Steinberg, 1962). Vodorozpustná frakce je velmi mobilní a může být vyplavena, adsorbována, imobilizována nebo přijata rostlinami, zvláště v jarním a letním období, kdy jsou kořeny nejaktivnější. Třetí frakcí je adsorbová síra, jejíž množství určuje diference mezi obsahem síry v půdách při podobných srážkových poměrech. Adsorpce SO_4^{2-} je reverzibilní proces závislý na adsorpční kapacitě. Proto je resistance vůči vyplavování primárně ovlivňována různými půdními faktory jako je obsah jílu, obsah oxidů Fe, Al a pH. Ve srovnání s těžkými půdami je vyplavování S vyšší u písčitéch půd, což je způsobeno nižší sorpční kapacitou SO_4^{2-} a vyšším vsakováním vod (Tisdale et al., 1986). Kvantifikovat ztráty vyplavováním je velice obtížné, neboť je mnoho faktorů, které ho ovlivňují. Proto většina výsledků pochází z lysimetrických experimentů (Scherer, 2001). Podle Kirchmanna et. al., (1996) je vyplavování S nižší v úrodných půdách než v půdách neobdělávaných a podle Garwooda et Tysona (1973) je minimální ve vegetačním období. Lysimeterické studie dle Pfaffa (1963) na středně hrubých půdách prokázaly ztráty S vyplavováním okolo $130 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$ za rok. V lysimetrických experimentech bez aplikace S zjistili Kuhn et Weller (1977) průměrnou roční ztrátu vyplavováním $40 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$ za rok, zatímco při aplikaci $63 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$ byl výsledek vyplavování $110 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$ za rok. Stauffer et Rust (1954) prováděli lysimetrické experimenty bez rostlin s 8 druhy půd z Illinois a zjistili roční ztráty S mezi 2 až $64 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$ za rok. Tyto ztráty S jsou ve stejném rozsahu jako ztráty S vyplavováním stanovené Bloemem (1998), který uvádí téměř $60 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$.

4.1.6 Hnojení sírou

Síra je důležitým makroelementem ve výživě rostlin. V současné době ale dochází poklesu obsahů síry v půdě. Proto se hnojení sírou stává stále více aktuálním problémem v České republice (Matula a Pechová 2005; Balík a kol., 2009) i v ostatních evropských zemích (Lehmann et al., 2008). Hlavní příčinou nutnosti hnojení sírou je pokles atmosférických depozic. Graf 1 znázorňuje trendy ve vstupech síry do půdy prostřednictvím atmosférických depozic za posledních 20 let. Vstup SO_2 do půdy v roce 1990 činil 1 870 tis. t^{-1} za rok. To odpovídá po přepočtu přibližně 120 kg čisté síry na hektar. Pak docházelo především v důsledku odsíření elektráren k postupnému poklesu vstupů S až do roku 1998, kdy se hodnoty zastavily na zhruba 230 tis. t SO_2 za rok, tj. cca 15 kg $\text{S}\cdot\text{ha}^{-1}$ za rok. V letech 2008 a 2009 klesly celkové emise dokonce pod hodnotu 200 tis. t SO_2 za rok. Vstupy síry do půdy prostřednictvím atmosférických emisí jsou tedy 8 krát nižší než před dvaceti lety (Kulhánek a kol., 2013). Podle Messicka et al., (2005) bylo v roce 2001 aplikováno v celém světě do půdy téměř 10 mil. tun síry prostřednictvím hnojiv.

Graf 1.: Vývoj emisí SO_2 ze všech typů zdrojů na území ČR. Zaokrouhлено na tis. t za rok (Kulhánek a kol., 2013)



Dalšími příčinami poklesů obsahů síry v půdě je méně časté použití hnojiv obsahujících síru a rovněž častější zařazení plodin náročných na síru do osevních postupů (Scherer, 2001).

4.1.6.1 Organická hnojiva

Organická hnojiva mají vysokou hnojivou hodnotu a jsou jimi do půdy dodávány rostlinné živiny – (makroelementy i mikroelementy), organické látky, mikroorganismy, látky stimulační, růstové a hormonální. Představují univerzální hnojiva, jejichž působení je většinou pozvolnější a dlouhodobé. Půdy pravidelně hnojené organickými hnojivy jsou úrodnější, protože mají lepší fyzikální vlastnosti, lépe přijímají vodu, zadržují živiny, jsou odolnější k výkyvům pH, umožňují vhodnější dávkování průmyslových hnojiv a lepší využití živin rostlinami (Šnobl a kol., 2007). Nejdůležitějšími statkovými hnojivy jsou podle Tesaře a Vaňka (1992): chlévský hnůj, močůvka, kejda, zelené hnojení, zaoraná sláma.

Obsah síry v těchto hnojivech je ale nízký a jeho nevhodný poměr C:S nepříznivě ovlivňuje mineralizaci organické síry. Pokud tedy dodáme formou organického hnojení $16 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$, bude v prvním roce po mineralizaci přístupno pouze $2,6 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Paulsen, 2005). Chlévský hnůj podle měření Scheffera et Schachtschabela (1992) obsahuje $0,7 - 1,4 \text{ kg S} \cdot \text{t}^{-1}$, zatímco kejda pouze $0,3 - 0,5 \text{ kg S} \cdot \text{t}^{-1}$. Dle těchto autorů mají rostliny schopnost přijmout jen $4 - 9 \%$ z veškeré síry obsažené v organických hnojivech. Například v Německu je aplikováno formou organických hnojiv přibližně $4 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$ rostlinám přijatelné síry. Obsah S v sušině ve vybraných hnojivech znázorňuje tabulka 1.

Tabulka 1.: Obsah síry ve vybraných organických hnojivech dle (Zelený a Zelená, 1996).

Hnojivo	Sušina (%)	Obsah S (% v sušině)
Hnůj dobytčí	25	0,3
Hnůj drůbeží	60	0,5
Kejda dobytčí	5 - 12	0,6
Kejda prasečí	5 - 10	0,6

4.1.6.2 Minerální hnojiva

Rozvoj hnojiv s obsahem síry přímo souvisí s odsířením průmyslových zdrojů. V západní Evropě byly diagnostikovány první deficity síry v rozmezí 80. – 90. let minulého století, v ČR začaly první pokusy s průmyslovou výrobou až po roce 2000 (Valenta, 2011).

Mezi celosvětově nejčastěji používaná hnojiva patří síran amonný, síran draselný, síran hořečnatý, sádrovec, elementární síra. Efektivita využití síry ze síranových hnojiv je zhruba na stejné úrovni bez ohledu na rozpustnost daného hnojiva ve vodě (Kulhánek a kol., 2013). V tabulce 2 je uveden obsah S v celosvětově nejběžněji používaných hnojiv.

Tabulka 2.: Základní minerální hnojiva obsahující síru dle (Zelený a Zelená, 1996).

Hnojivo	S (%)
Síran amoný	24
Superfosfát	11 - 12
Síran draselný	18
Sádra	15 - 18
Síran manganatý	14
Síran hořečnatý	13
Kieserit	22
Kamex	4
Kainit	5 - 6
Hořká sůl	16
Elementární síra	80-90

Elementární síra je v současné době intenzivně testována jako perspektivní vysoce koncentrované minerální hnojivo, doporučované především pro hnojení sírou na alkalických půdách. Udává se, že při aplikaci tohoto hnojiva dochází ke snížení pH půdy, a tím uvolnění vápníku vázaného ve fosforečnanech, a tedy i zpřístupnění P pro rostliny. Další výhodou používání elementární síry je její pozvolná oxidace, a tím i minimalizace rizik spojených s vyplavováním SO_4^{2-} iontů do spodních vrstev půdy. Čím je částice elementární síry v půdě menší, tím rychleji dochází k její oxidaci. Rychlost oxidace však záleží i na dalších faktorech, jako je např. mikrobiální aktivita sírných bakterií, úroveň kontaktu hnojiva s půdou, pH a stupeň aerace půdy. Nezanedbatelnou výhodou elementární síry jsou menší náklady na manipulaci a transport vycházející z vysoké koncentrace síry v tomto hnojivu (Kulhánek a kol., 2013).

Síran amonný (SA) je N-S hnojivo, které obsahuje kromě 21 % dusíku také 24 % síry. Význam přímé aplikace SA vzrostly s jeho granulací a možností jeho současné aplikace s dalšími granulovanými jednosložkovými hnojivy. Granulačním pojivem je přídavek 14 % ledku vápenatého. Granulovaný síran amonný pak obsahuje 1,4 % nitrátového dusíku a kolem 2,5 % vápníku, což má příznivý vliv na počáteční růstové fáze, popř. na výměnnou půdní reakci (Kulhánek a kol., 2013).

Ostatní dusíkatá hnojiva se sírou – jejich základ zpravidla tvoří dusičnan amonný, obsahují přídavek síranu amonného nebo vápenatého, např. DASA obsahující 13 % síry v síranu amonném, nebo LAS se 6 % síry v síranu vápenatém. V praxi hojně používaným hnojivem je roztok síranu amonného s močovinou (SAM), který obsahuje 24 % N a 6-8 % S (Kulhánek a kol., 2013).

Síran draselný (SD) – hnojivo obsahující kromě 42 % draslíku přibližně 17 % síry je rovněž hnojivo vhodné pro doplnění síry do půdy. Zároveň je možné ho využít k doplnění draslíku k plodinám nesnášejícím chlór z draselných solí, kamexu či kainitu. Dostupný je běžně v práškové, nebo i granulované formě (Kulhánek a kol., 2013).

Kieserit obsahuje 14-15 % Mg a 18 % S. Jedná se o velmi dobrý zdroj síry a hořčíku. Obsahuje síru ve formě síranu hořečnatého, a proto je vhodný pro většinu půd České republiky, kde je běžný i nedostatek hořčíku. Jedná se o hnojivo velmi vhodné do půd středních až těžších s vyšším pH a s nízkou zásobou hořčíku a dobrou zásobou draslíku (Kulhánek a kol., 2013).

Hořká sůl je hnojivo vlastnostmi podobné kieseritu, obsahuje 10 % Mg a kolem 12 % S. Jelikož se jedná o heptahydrát síranu hořečnatého, je toto hnojivo snadno rozpustné a je tedy možné ho použít k foliární aplikaci (Kulhánek a kol., 2013).

Jednoduchý superfosfát (JSP) byl dříve hojně používaným hnojivem obsahujícím kromě přibližně 8 % fosforu i stejný podíl síry (8-12 %). Ta je zde obsažena v hůře přístupné formě síranu vápenatého. Síran vápenatý (sádra) obsahuje kolem 17 % síry. Jedná se však o síru poměrně špatně dostupnou rostlinám. Dá se tedy z hlediska síry považovat za hnojivo spíše dlouhodobě působící (Kulhánek a kol., 2013).

Pomalou působící hnojiva

Snaha omezit negativní dopady klasických, zejména dusíkatých hnojiv, na životní prostředí a zároveň eliminovat ekonomické ztráty vedla k vývoji hnojiv s takzvaným dlouhodobým účinkem. První skupinu tvoří takzvaná hnojiva s pomalým uvolňováním (**SRF – Slow Release Fertilizers**). Do této kategorie hnojiv patří i elementární síra a pomalu rozpustná granulovaná hnojiva obsahující síru jako jednu ze svých složek (např. granulát směsi močoviny a síry). Druhou skupinu hnojiv s pozvolným působením představují typická granulovaná hnojiva obalená vrstvou materiálu, která brání přístupu vody k vlastnímu hnojivu a zpomaluje tak jeho rozpouštění a transport uvolněných živin do okolního prostředí. Volbou obalového materiálu a jeho tloušťky lze tento proces do určité míry řídit, proto jsou tyto produkty označovány jako hnojiva s řízeným uvolňováním živin (**CRF – Controlled Release Fertilizers**). K nejstarším a doposud nejrozšířenějším průmyslově využívaným obalovým materiálům patří právě elementární síra (Kulhánek a kol., 2013).

4.2 Síra v rostlině

4.2.1 Funkce síry v rostlině

Funkce síry v rostlinách úzce souvisí s metabolismem dusíku. Také cyklus přeměn síry v půdě i rostlině je velmi podobný jako u dusíku (Vaněk a kol., 1998). Síra je stavebním prvkem esenciálních aminokyselin, cysteinu a methioninu, které jsou nezbytnou součástí plnohodnotných bílkovin. Síra je složkou vitamínů (thiaminu, biotinu), koenzymu A a Ferredoxinu (Matula, 2007).

Obsah síry v rostlinách se pohybuje v rozmezí 0,1 – 0,5 % S v sušině. Nejvyšší nároky na síru mají rostliny produkující více bílkovin, silic a pryskyřic – tedy řepka a brukvovité zeleniny, dále chmel, jeteloviny, cibule a česnek (Pavlíková a kol., 2011).

Pro výživu rostlin má význam síra organická, která mineralizací a následnou sulfurizací v aerobních podmínkách přechází na síranovou (Richter a Hřivna, 1999).

4.2.2 Formy příjmu síry rostlinou

Síra je přijímána rostlinami především kořeny z půdního roztoku jako anion SO_4^{2-} . Hlavním místem příjmu SO_4^{2-} je okolí kořenových vlásků (Cacco et al., 1980). Příjem SO_4^{2-} je nejvyšší při pH 4.0 a snižuje se při stoupající hodnotě pH (Leggett et Epstein, 1956). Např.

podle Bowena et Ravira (1971) je příjem SO_4^{2-} kořeny pšenice nejvyšší v prvních 5 cm od vzrostlého vrcholu kořene. Vlastní příjem je poměrně málo ovlivňován ostatními ionty v půdním roztoku i půdními vlastnostmi. Rozhodující je obsah síranového anionu v půdě, kam se dostává jednak hnojivy, spadem z ovzduší (po oxidaci SO_3^{2-}) a z půdních zásob (Pavlíková a kol., 2011). Síra se v půdě postupně uvolňuje z méně rozpustných sloučenin, včetně organických a je oxidována až na sírany, které jsou hlavním zdrojem síry pro rostliny (Vaněk a kol., 1998). Odběr síry plodinami závisí na jejich schopnosti přijímat tuto živinu a na celkové produkci biomasy. Údaje o odběru síry zemědělskými plodinami se proto značně liší, většinou se však pohybují v rozmezí od 20 do 50 kg S.ha⁻¹ (Zelený a Zelená, 1999). Rostliny jsou schopny využívat i SO_2 z ovzduší. Tímto způsobem jsou schopny saturovat jen část své potřeby (asi do 30% celkové potřeby) (Balík a Tlustoš, 2000).

Nedostatek síry se projevuje nejprve omezením syntézy bílkovin, včetně enzymů, a tím i snížením aktivity významných enzymových dějů, jako je např. redukce nitrátů. Tím, že je snížena syntéza bílkovin, se hromadí v rostlinách nízkomolekulární organické sloučeniny dusíku a nitráty. Značně je omezena tvorba chlorofylu, a tím metabolitů (cukru, škrobu, bílkovin a oleje), zvláště u náročných rostlin na síru, takže se výrazně snižuje kvalita produkce. Známé je omezení fixace vzdušného dusíku při nedostatku síry (je výrazně snížena aktivita nitrogenasy) (Vaněk a kol., 2001).

4.2.3 Pohyb síry v rostlině

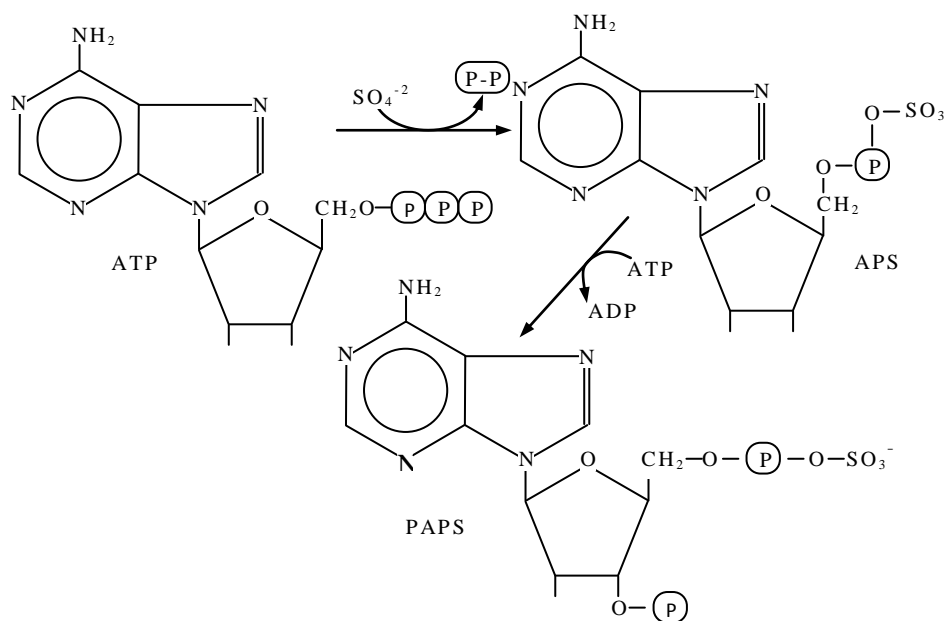
Pohyblivost síry v rostlině v rostlinách je velmi dobrá. V kořenech přijatý síran je většinou transportován xylémem v minerální podobě do nadzemních orgánů, kde se může hromadit a dle potřeby využívat pro syntézu organických látek. V nadzemních částech rostlin je síra transportována již převážně v organických sloučeninách, hlavně v glutathionu (Vaněk a kol., 2001). Transport SO_4^{2-} xylémem směrem nahoru je dobrý. Opačným směrem je velmi pomalý. Rovněž reutilizace síry ze starších listů do mladších je nepodstatná. Oxid siřičitý vstupuje do listů difúzí přes průduchy a rozpouští za vzniku H_2SO_3 (Matula, 1987).

Při nízké hladině SO_4^{2-} se zvyšuje zabudování síry do organických sloučenin, ale při dosažení určité hranice se již nezvyšuje syntéza organických sírných sloučenin a nově přijímaný síran se kumuluje v rostlinných pletivech. U většiny rostlin obsah nižší než 100 ppm SO_4^{2-} v sušině (0,01 %) již signalizuje nedostatek síry (Vaněk a kol., 2001).

4.2.4 Asimilace síry v rostlinách

Hlavní biochemickou úlohou síry je tvorba bisulfidických můstků mezi peptidickými řetězci a stabilizace bílkovinných struktur. Skupiny $-SH$ jsou využívány v systémech redoxních reakcí, jako jsou např. glutathiolový systém a systém kyseliny lipoové řídící terminální procesy oxidace a přenosu vodíku při fotosyntéze. Síra je složkou CoA, který slouží jako přenašeč azylových skupin. Obsahují ji také vitaminy biotin a thiamin, důležité pro fixaci oxidu uhličitého a dekarboxylační reakce. Enzymy obsahující síru se účastní i redukce nitrátů (Mengel, 1991). Síranový anion SO_4^{2-} se aktivuje dvojitou reakcí s ATP. Vzniká tzv. „aktivní sulfát“ (viz. obrázek 1). A to nejprve přeměnou na smíšený anhydrid adenylsulfát (adenosylsulfát, APS) působením enzymu sulfátadenylyltransferasy, potom další fosforylací adenylsulfátkynázou na 3'-fosfoadenylsulfát (fosfoadenosylfosfosulfát, PAPS) (Horák a Staszková, 2002):

Obrázek 1 Schéma vzniku aktivního sulfátu (fosfoadenosylfosfosulfát, PAPS)



4.2.4.1 Syntéza sirných organických sloučenin

Vaněk a kol., (2001) popisuje asimilaci síry u rostlin podrobněji následujícím způsobem. U vyšších rostlin je prvním krokem k využití síry rostlinami a její zabudování do organických sloučenin aktivace síranu adenosintrifosfátem (ATP). Při této reakci za účasti enzymu ATP-sulfátadenintransferasy reaguje sulfát s ATP za vzniku adenosinfosfosulfátu (APS) a odštěpení pyrofosfátu. Vzniklý adenosinfosfosulfát je výchozí látkou pro zabudování

síry do organických sloučenin v rostlině. V současné době jsou známy dvě cesty inkorporace síry do organických sloučenin (Vaněk a kol., 2001).

4.2.4.2 Redukce síranu

Z adenosinfosulfátu se sulfátová skupina přenesne na nosič (glutathion) a váže se na SH – skupinu nosiče tak, že je vodík nahrazen sulfurylovou skupinou SO_3H . Za účasti ferredoxinu je tato skupina dále redukována na SH – skupinu, která reaguje s acetylserinem za vzniku cysteinu. Vznikající cystein je v rostlinných pletivech první organicky stabilní sloučeninou. Z cysteinu jsou syntetizovány další organické sloučeniny, především aminokyselina metionin, která s cysteinem slouží k tvorbě peptidů, včetně enzymů a koenzymů, tedy velmi aktivních složek v rostlinných pletivech (Vaněk a kol., 2001).

Redukce síranů je soustředěna v chloroplastech a je výrazně aktivována světlem. Vysoká aktivita je v mladých listech, ve starších listech výrazně klesá. V kořenech je podstatně nižší aktivita soustředěna v plastidech. V rostlinách, především v nadzemních orgánech vede redukce síranů k tvorbě glutathionu. Glutathion je tripeptid, který se tvoří z kyseliny glutamové cysteinu a glycinu (Vaněk a kol., 2001). Glutathion je chemická sloučenina s mnoha různorodými funkcemi. Jednou z jeho základních funkcí je uskladnění a transport redukované síry obsažené v jeho thiolové skupině. Je zásobárnou největšího množství redukované síry v buňce vázané mimo proteiny. Glutathion funguje také jako regulátor rozložení síry v jednotlivých orgánech rostlin (Noctor et al., 1998). Jeho další důležitou funkcí je ochrana proti oxidativnímu stresu např. reakcí s aktivními formami kyslíku. Funguje také jako prekurzor fytochelatinů, čímž zajišťuje rostlině ochranu proti zvýšeným koncentracím těžkých kovů, a je substrátem pro GSH S-transferasy (GST), které katalyzují konjugaci GSH s různými xenobiotiky (např. herbicidy). Je také důležitý při ochraně proti patogenům. V reakci na napadení patogenem dochází ke zrychlení biosyntézy glutathionu a k jeho akumulaci, což je reakce specifická pouze pro glutathion (Noctor et al., 2002).

Redukovaná síra (-SH) má významné postavení v řadě sloučenin v oxidačně-redukčních procesech. V oxidačních podmínkách se tvoří disulfidové vazby -S-S-, přičemž dochází k uvolnění vodíku. Patří mezi ně např. velmi významná skupina bílkovin se železem a sírou. Tyto nehemové feroproteiny (FeS-proteiny) jsou značně rozšířené a nejznámější jsou poměrně nízkomolekulární ferredoxiny (Vaněk a kol., 2001).

4.2.4.3 Syntéza síranových esterů

Adenosinfosfosulfát je nejprve aktivován ATP (při štěpení ATP na ADP se uvolňuje H_3PO_4) - uvolněná H_3PO_4 se váže na OH cukerné složky adeninu a vzniká fosfoadenosinfosfosulfát (PAPS). Tento tzv. „aktivovaný síran“ se váže (jako SOH_3) na organické sloučeniny hlavně lipidy, polysacharidy, příp. slouží k tvorbě glukosinolátů. Síra v neredukované formě ve formě esterů, především v sulfolipidech je součástí všech biologických membrán. Většinou je vázána na lipid přes cukernou složku. Sulfolipidy působí na strukturální uspořádání membrán, ovlivňují transport iontů membránami a jejich hladina ovlivňuje i toleranci ke koncentraci solí (Vaněk a kol., 2001).

4.2.5 Nedostatek síry u rostlin

Nedostatek síry se většinou projevuje omezením syntézy bílkovin, včetně enzymů. Z důvodu výrazně snížené aktivity enzymů (např. nitrátreduktasy) nedochází v dostatečné míře k převedení nitrátů na amoniak. V rostlinách je omezena tvorba prvotních zdrojů organických látek obsahujících N, tedy i aminokyselin a dále bílkovin. Kromě toho je i snížena fotosyntetická asimilace, která způsobuje nižší produkci cukrů a tím následně snižuje hlavní energetické složky rostlin. Nižší produkce těchto složek má vliv na kvalitu produkce a s ní spojenou nutriční hodnotu. Při silném nedostatku síry může dojít i k poklesu výnosu (Vaněk a kol., 2007). Deficit síry u rostlin se projevuje chlorózou, podobně jako deficit dusíku. Chloróza způsobená nedostatkem síry se nejdříve projevuje na nejmladších listech, při trvalejším nedostatku přechází na spodní listy (Vaněk a kol., 2001). Listy jsou nejprve světlezelené, později žloutnou a často mívají růžový nádech (Vaněk a kol., 2007). Chloróza se vždy začíná projevovat od okraje listu a postupně se šíří k žilnatině, nezasahuje celé listové čepele a neobjevují se na nich nekrózy. Lžičkovitý tvar listů je zapříčiněn růstem a tvorbou buněk kolem listové žilnatiny, zatímco jejich růst na okrajích listu je redukován (Zelený a Zelená, 1996). Rostliny omezeně rostou do šířky, proto se jeví jako úzké a dlouhé. Nedostatek síry je dáván do souvislosti s vyšším výskytem houbových chorob, ale i škůdců, například mšic. Má to své opodstatnění z hlediska pozměněného metabolismu, omezení produkce specifických látek a obranného systému rostlin (Vaněk a kol., 2007).

4.3 Čistírenské kaly

Neustále vzrůstající urbanizace a industrializace má za následek zvyšování objemu vyprodukovaných čistírenských kalů. Toto velké množství kalů je třeba likvidovat, nebo je nějakým způsobem využívat. Jedním a přitom praktickým způsobem nakládání s kalem je jeho aplikace na zemědělskou půdu (Hall, 1995), což je poměrně logické, protože jejich aplikace může zlepšit řadu půdních vlastností, jako je např. pH, obsah organických látek a živin (Tsadilas et. al., 1995). Podle Wanga et. al., (2008) je v evropských zemích využíváno přes 30 % čistírenských kalů jako hnojivo v zemědělství. Ve Francii je až 60 % kalů aplikováno na půdu, v Belgii 57 % (Maisonnavé, 2002).

4.3.1 Vlastnosti kalů z ČOV

Čistírenský kal je vedlejší produkt při čištění splaškových vod. Jedná se o suspenzi pevných látek a agregovaných koloidních látek původního znečištění vody. Splašková voda obsahuje 1 až 2 % kalu, ale kal obsahuje 50 až 80 % všeho znečištění. Sušina kalu obsahuje až 70 % organických látek (Dohányos, 2006). Jsou bohatým zdrojem základních živin, stopových prvků i organické hmoty a většinou zlepšují biologické i fyzikálně-chemické vlastnosti půd. Z živin je v kalech významně zastoupen převážně fosfor a dusík, obsah draslíku je obvykle nízký. Reakce kalu je nejčastěji neutrální až alkalická. Obsah přístupných živin v čistírenských kalech je významný, ale značně variabilní mezi čistírnami, zatímco u jednotlivých čistíren je poměrně stabilní (Kusá a Růžek, 2000). Náklady na zpracování kalů představují 40 – 50 % z celkových nákladů na ČOV (Dohányos, 2004). Čistírenské kaly rovněž poukazují na vysokou mikrobiologickou aktivitu a druhořadě jsou v čistírenských kalech zastoupeny rovněž ionty těžkých kovů (Pb, Cu, Cd, Ni, Cr, aj.), toxické organické látky (např. lineární alkybenzensulfonáty z pracích a čistících prostředků a čisticích látek), dále různé mikroorganismy (prvoci, bakterie, viry a nižší houby) a zárodky nižších živočichů (Božek a kol., 2003). Složení a vlastnosti kalů jsou závislé především na jakosti vody, druhu a dávkách chemikálií použitých v procesu úpravy (Kyncl, 2007). Kaly z čistíren odpadních vod zpravidla obsahují v sušině 40 – 60 % organických látek; 2,0 – 6,0 % N; 1,0 – 5,0 % P₂O₅ ; 0,3 – 1,0 % K₂O ; 2 – 8 % CaO a 0,4 – 2,0 % MgO (Růžek a kol., 2000). Kalembasa et al., (2000) uvádějí, že obsah S v kalech v Polsku se pohybuje v rozmezí 0,87 % - 1,17 % S v sušině.

4.3.2 Toxicita kalů z ČOV

Aplikace čistírenských kalů do půdy v sobě nese riziko akumulace potenciálně škodlivých látek v půdě a pěstované rostlině, a tím jejich možné proniknutí do potravního řetězce. Potenciálně škodlivé látky rozdělujeme v zásadě do tří skupin: na rizikové prvky, organické polutanty a patogenní organismy (Hanč a kol., 2004).

a) Rizikové prvky

Mezi rizikové prvky, jejichž maximální přípustná koncentrace v kalu je stanovena Vyhláškou MŽP č. 382/2001 Sb., patří následující prvky: arzen, kadmium, chrom, měď, rtuť, nikl, olovo a zinek. K dalším rizikovým prvkům, jejichž obsah v kalu zatím není povinně sledován, patří např. vanad a molybden. Pro všechny tyto kovy platí, že jsou ve vyšších koncentracích toxické a fyto toxické (toxické pro růst rostlin). Navíc u nich hrozí riziko zanesení do potravních řetězců. Díky jejich akumulaci v tukové tkáni může u člověka časem dojít až k otravě organismu (Nerudová, 1984). Příjem rizikových prvků rostlinami závisí nejen na jejich obsahu v aplikovaném kalu, ale i na celkovém a častěji na přístupném obsahu prvků v půdě. Kromě množství přítomných rizikových prvků v prostředí spolurozhodují o jejich příjmu rostlinami i fyzikální a chemické vlastnosti půd, kde byl kal aplikován (Tlustoš a kol., 1999).

b) Organické polutanty

Z organických rizikových látek se v kalech ČOV sledují především perzistentní nebo obtížně degradovatelné látky, které se mohou po procesu zahušťování ve výsledném produktu vyskytnout ve zvýšené koncentraci. Jedná se o polyaromatické uhlovodíky (PAH), polychlorované bifenyly (PCB), dibenzodioxiny a dibenzofurany (PCDD/F). Jako celkovou charakteristiku organické kontaminace je možno sledovat sumu halogenorganických sloučenin (AOX) a nepolární extrahovatelné látky a (NEL) (Hauptman a kol., 2000).

c) Patogenní organismy

Skupina patogenních organismů zahrnuje bakterie, viry, protozoa a helminty. Počty a druhy patogenních mikroorganismů vždy závisí na místních geografických, klimatických a

demografických faktorech. Patogenní organismy do odpadů a odpadních vod přicházejí z různých zdrojů a jako hlavní zdroj je možno označit exkrementy lidí a zvířat. V čistírenských kalech i po zpracování se nejčastěji vyskytují viry, bakterie čeledi Enterobacteriaceae (zvláště salmonely a shigelly), mykobakterie, protozoa a vajíčka parazitických červů. Jako potenciální patogenní mikroorganismy jsou uváděny termofilní aktinomycety a mikromycety. Kromě těchto mikroorganismů jsou z čistírenských kalů izolovány fekální streptokoky – enterokoky (Zimová a Matějů, 2000). Podrobnější přehled patogenních organismů přítomných v čistírenských kalech je uveden v tabulce 3.

Tabulka 3.: Přehled patogenních organismů přítomných v čistírenských kalech (Halousková 2000).

skupina	Patogen	onemocnění
bakterie	Salmonella spp.	tyfus, paratyfus, salmonelóza
	Shigella spp.	bacilární disenterie
	Enteropatogenická E. coli	bacilární disenterie
	Escherichia coli	gastroenteritida
	Yersinia enterocolitica	gastroenteritida
	Campylobacter jejuni	gastroenteritida
	Vibrio cholerae	cholera
	Leptospira spp.	Weilova nemoc
	prvoci	Entamoeba histolytica
Giardia lamblia		průjem
Balantidium coli		lehký průjem, vředy
Cryptosporidium spp.		průjem
parazité	Ascaris lumbricoides	ascaridóza
	Ancylostoma duodenale	anémie
	Necator americanus	anémie
	Taenia saginata	aenióza
	Trichuris trichiura	bolesti břicha
	Toxocara canis a T. cati	horečka, bolesti břicha
	Strongyloides stercoralis	bolesti břicha, zvracení, diarrhea
	houby	Aspergillus fumigatus
Candida albicans		kandidóza
Cryptococcus neoformans		subakutní chronická meningitida
Epidermophyton spp.		trichofycie, infekce vlasových folikulů
Trichophyton spp.		trichofycie, infekce vlasových folikulů
Trichosporon spp.		trichofycie, infekce vlasových folikulů
Phialophora spp		tkáňové infekce

viry	Hepatitis A virus	infekční hepatitida
	Rotaviry	akutní gastroenteritida
	Coxsackie viry	meningitida, pneumonie, teploty
	Polioviry	poliomyelitida
	Reoviry	infekce dýchacích cest
	Echoviry	meningitida, paralýza, průjemovitá onemocnění

4.3.3 Úprava vlastností kalů

4.3.3.1 Stabilizace kalu

Stabilizace je vhodná pro kaly s vysokým podílem organických složek biologického původu a pro hygienicky závadné kaly (Dohányos, 2006). Zaměřuje se na zlepšení fyzikálních vlastností kalů, snížení celkového množství sušiny, snížení podílu organických látek v sušině, omezení zápachu kalu (Malý a Hlavínek, 1996). Stabilizace je důležitá kvůli dalšímu nakládání s kaly (např. dalšímu zpracování, skládkování či využití kalů). Stabilizovaný kal nemá negativní účinky na životní prostředí a nevyvolává žádné obtíže ani nepříjemnosti při zacházení (Dohányos, 2006).

- **Aerobní stabilizace kalu**

Aerobní stabilizace kalu probíhá v aerobních podmínkách prostřednictvím mikroorganismů, které rozkládají biologicky rozložitelné látky obsažené v surovém kalu. Biomasa, která se podílí na aerobní stabilizaci, je shodná s biomasou v aktivačním procesu (Hlavínek a kol., 2000). Používá se v malých čistírnách odpadních vod, a to z ekonomických důvodů (nevypatí se stavět metanizační nádrže a další zařízení). Kal je provzdušňován v biologickém rektoru. Aerace (provzdušňování) je přerušována, dochází ke gravitační sedimentaci, kalová voda je odtahována zpět do aktivačního procesu, kal je zahušťován (Švehla a kol., 2007).

Aerobní stabilizace má dle Dohányose (2004) následující výhody a nevýhody:

- **výhody:**
 - dosažení nízké hodnoty BSK₅

- nízké investiční náklady a snadný provoz.

○ **nevýhody:**

- zvýšený obsah nerozpuštěných látek na odtoku z ČOV;

- delší doba zdržení kalu v nádrži a nutnost aerace nádrže;

- aerobní stabilizace je energeticky náročná.

● **Anaerobní stabilizace**

Anaerobní stabilizace kalu je nejrozšířenější metodou zpracování surových kalů, při níž dochází k přeměně rozložitelných organických látek do bioplynu za současné stabilizace a hygienizace kalu (Kutil a Dohányos, 2005). Při anaerobním procesu stabilizace kalu se uvolňuje bioplyn a vzniká kalová voda (Dohányos, 2006). Poměr organických látek v sušině k anorganickým po správně provedené metanizaci je 1 : 1 z původního poměru 2 : 1. Účinnost anaerobní stabilizace kalů se posuzuje podle skutečného úbytku organické sušiny kalu. Dobře stabilizovaný kal má podíl organických látek pod hodnotu 50 % (Švehla a kol., 2007).

● **Chemická stabilizace**

Zvýšením pH kalu na hodnotu alespoň 11,5 dochází k ničení patogenních organismů (bakterií a virů), zatímco organické látky zůstanou nerozloženy (Hlavínek a kol., 2000).

Zabrání se tak spontánnímu rozkladu kalů za krátký čas. Ke zvýšení pH se používá oxid vápenatý CaO (pálené vápno) nebo hydroxid vápenatý Ca(OH)₂. Účinek této stabilizace je omezený. Pokud hodnota pH poklesne, ovlivní se tak vzdušný oxid uhličitý a rozkladné procesy se obnoví. Chemická stabilizace lze provést také působením kyseliny sírové H₂SO₄ při zvýšeném tlaku a teplotě okolo 160°C (Kupec, 2002).

4.3.3.2 Hygienizace kalu

Hygienizace čistírenských kalů umožňuje jejich využití k zemědělským účelům, jako součást hnojiv nebo přímou aplikací, zapravením do půdy (Kupec, 2002). K hygienizaci kalu lze požit všechny metody, při jejichž průběhu jsou usmrcovány mikroorganismy. Hygienizace může být prováděna před stabilizací, v průběhu stabilizace anebo po jejím skončení. Využití můžeme metod chemických, při kterých se přidávají různá chemická činidla jako např. vápno

(nejčastější způsob), minerální kyseliny, O₃, H₂O₂. Dále využíváme metod fyzikálních, mezi které patří působení teploty, ultrazvuku, radiace a mechanická destrukce mikroorganismů (Lyčková a kol., 2009).

4.3.4 Využití kalů v zemědělství

Stabilizované odvodněné čistírenské kaly představují vhodný typ hnojiva pro zemědělskou půdu. Hnojivý účinek kalů spočívá v obsahu organické hmoty, makroprvků (především N a P), obsahu stopových prvků a biologicky aktivních látek. Hlavním limitujícím faktorem využívání kalů v zemědělství je obsah cizorodých látek v kalech a přítomnost patogenních mikroorganismů. Z cizorodých látek jsou to především těžké kovy. Jejich koncentrace v kalech se daří postupně snižovat. Druhou a v současné době nebezpečnější skupinou cizorodých látek jsou organické chlorované látky (PCB, dioxiny aj.), polycyklické aromatické uhlovodíky a dále organické sloučeniny (Černý, 2010).

Zároveň zlepšují fyzikální vlastnosti půdy zvýšením pórovitosti, zlepšením strukturní stability a sorpční schopnosti půdy (Chaudhuri et al., 2003). Pro využití kalů ke hnojení zemědělských půd je tedy rozhodující jejich složení, zejména pak obsah těžkých kovů aj. toxických látek (Šálek, 1995).

Aplikace kalů na zemědělské pozemky se provádí, buď rozvozem tekutého kalu, nebo po jeho odvodnění. Aplikace odvodněného kalu musí být taková, aby se kal co nejrovnoměrněji rozptýlil do hloubky 10 - 30 cm v obdělávané půdě. Z důvodu ztrát amoniaku (NH₄) se povrchové aplikace nedoporučují. Odvodněný kal se aplikuje do půdy pomocí rozmetadel organických hnojiv nebo pomocí radlicového aplikátoru (Kusá a Růžek, 2000).

Využití kalů v zemědělství má dle Kusé a Růžka (2000) následující výhody a nevýhody:

Výhody aplikace na zemědělskou půdu:

- možnosti aplikace tekutého i odvodněného kalu
- navrácení organických látek zpět do půdy
- možnost uplatnit veškerý kal (objemově)

- částečná náhrada za průmyslová hnojiva (fosfátová a dusíkatá hnojiva)

Nevýhody aplikace kalů na zemědělskou půdu:

- zanášení látek (těžkých kovů, mikroorganismů), i když v povolených limitech stanovených legislativou
- nutnost důsledné kontroly kalu i půdy
- kal musí odpovídat limitům příslušných předpisů
- skladování kalů v zimním období, kdy se kal nesmí aplikovat

4.3.5 Legislativa

V Evropské unii je nakládání s čistírenskými kaly včetně jejich aplikace na zemědělskou půdu legislativně upravováno směrnicí rady EU 86/278/EEC o ochraně životního prostředí a zvláště půdy při používání čistírenských kalů v zemědělství. Z této směrnice přímo vychází zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech, týkající se regulace aplikace kalů na zemědělskou půdu a vyhláška MŽP č. 382/2001 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, kde jsou mimo jiné stanoveny i mezní hodnoty koncentrací pro rizikové prvky obsažené v kalech nebo v půdě, na které se bude kal aplikovat.

Dle § 32 zákona č.185/2001 Sb. o odpadech je kalem:

- kal z čistíren odpadních vod zpracovávajících městské odpadní vody nebo odpadní vody z domácností a z jiných čistíren odpadních vod, které zpracovávají odpadní vody stejného složení jako městské odpadní vody a odpadní vody z domácností,
- kal ze septiků a jiných podobných zařízení,
- kal z čistíren odpadních vod výše neuvedených,

upraveným kalem je:

kal, který byl podroben biologické, chemické nebo tepelné úpravě, dlouhodobému skladování nebo jakémukoliv jinému vhodnému procesu tak, že se významně sníží obsah patogenních organismů v kalech, a tím zdravotní riziko spojené s jeho aplikací,

Dle vyhlášky MŽP ČR č. 382/2001 Sb. lze upravené kaly na zemědělské půdě používat za následujících podmínek:

- a) Nejpozději do 48 hodin od umístění kalů na zemědělskou půdu musí být kaly zapraveny do půdy;
- b) potřeba dodání živin do půdy na pozemku určeném k umístění kalů musí být doložena výsledky rozborů agrochemických vlastností půd uvedených v evidenčním listu využití kalů v zemědělství podle přílohy č. I;
- c) nesmí se použít více než 5 tun sušiny kalů na jeden hektar v průběhu tří po sobě následujících let. Toto množství může být zvýšeno až na 10 tun sušiny kalů v průběhu pěti po sobě následujících let, pokud použité kaly obsahují méně než polovinu limitního množství každé ze sledovaných rizikových látek a prvků. Přesné stanovení dávky sušiny se vypočte ze zjištěného obsahu dusíku. Dávka dusíku dodaného v kalech nesmí překročit 70 % celkového potřebného množství dusíku pro hnojenou plodinu. Dávka kalů (množství a doba užití) se řídí i požadavkem rostlin na živiny s přihlédnutím k přístupným živinám a organické složce v půdě, jakož i ke stanovištním podmínkám;
- d) dávka kalu stanovená podle podmínek uvedených v odstavci c) je na pozemek aplikována v jedné agrotechnické operaci a v jednom souvislém časovém období za příznivých fyzikálních a vlhkostních podmínek;
- e) minimální obsah sušiny kalu pro tlakové zapravení do půdy radlicovými aplikátory je 5%, minimální obsah sušiny kalu pro aplikaci mechanickými rozmetadly organických hnojiv je 18 %.

Tabulka 4.: Mikrobiologická kritéria pro použití kalů dle vyhlášky MŽP ČR č.382/2001 Sb.

	Přípustné množství mikroorganismů (KTJ*) v 1 gramu sušiny Kategorie aplikovaných kalů		
Kategorie kalů	Termotolerantní koliformní bakterie	Enterokoky	Salmonella sp.
I.	< 10 E3	< 10 E3	Negativní nález
II.	10 E3 – 10 E6	10 E3 – 10 E6	Nestanovuje se

*KTJ = kolonie tvořící jednotku

Kategorie I - kaly, které je možno obecně aplikovat na půdy využívané v zemědělství při dodržení ostatních ustanovení této vyhlášky.

Kategorie II - kaly, které je možno aplikovat na zemědělské půdy určené k pěstování technických plodin a na půdy, na kterých se nejméně 3 roky po použití čistírenských kalů nebude pěstovat polní zelenina a intenzivně plodící ovocná výsadba, a při dodržení zásad ochrany zdraví při práci a ostatních ustanovení vyhlášky.

Tabulka 5.: Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek a prvků v kalech pro jejich použití na zemědělské půdě vyhlášky MŽP ČR č.382/2001 Sb. (ukazatele pro hodnocení kalů).

Riziková látka	Mezní (maximální) hodnoty koncentrací v kalech (mg. kg ⁻¹ sušiny)
As – arzén	30
Cd – kadmium	5
Cr – chrom	200
Cu – měď	500
Hg – rtuť	4
Ni – nikl	100
Pb - olovo	200
Zn - zinek	2500
AOX	500
PCB (suma 6 kongenerů - 28+52+101+138+153+180)	0,6

5 Metodika

Experiment byl založen na pokusné stanici ČZU a VÚRV v.v.i. Ruzyně v roce 1996 na stanovišti Hněvčeves. Půdně-klimatické charakteristiky jsou uvedeny v tabulce 6. Na parcelkách byly pěstovány v tříhonném osevním sledu tyto plodiny: brambory (odrůda - 1997 - 2000 Karin, 2000 - 2005 Cordoba, 2005 - 2011 Ditta), ozimá pšenice (odrůda – 1996 - 1999 Samanta, 2000 - 2011 Alana) a jarní ječmen (odrůda - 1997 - 2005 Akcent, 2006 - 2008 Jersey, 2008 - 2011 Xanadu).

Tabulka 6.: Základní charakteristika pokusného stanoviště.

Stanoviště	Hněvčeves
Severní šířka	50°18'46"
Východní délka	15°43'01"
Nadmořská výška (m n. m.)	265
Průměrná roční teplota (°C)	8,2
Průměrný roční úhrn srážek (mm)	573
Půdní typ	Hnědozem
Půdní druh	Jílovitohlinitá
pH ¹⁾	5,9
P (mg/kg) ²⁾	87 (±11)
K (mg/kg) ²⁾	214 (±29)
Ca (mg/kg) ²⁾	2156 (±251)
Mg (mg/kg) ²⁾	240 (±24)
S _{H2O}	11 (±2)
S _{ads}	6 (±1)
S _{okl}	5 (±1)

¹⁾ Stanoveno 0.01 mol/l CaCl₂, 1:10 w/v

²⁾ Průměrné základní hodnoty stanovené metodou Mehlich 3 (rok 1996)

Organickými hnojivy je hnojeno pouze k první plodině v osevním sledu, proto je u brambor sledováno přímé působení aplikace organických hnojiv, u ozimé pšenice a jarního ječmene působení následné. Dávky fosforu v hnojivech u jednotlivých variant jsou uvedeny v tabulce 7. Pro potřeby pokusu jsou používány čistírenské kaly z Ústřední čistírny odpadních vod Praha Trója. Živiny z průmyslových hnojiv jsou dodávány v LAV (27,5 %), trojitěm superfosfátu (21 % P) a 60 % draselné soli (50 % K).

Celý systém byl založen na jednotné dávce dusíku tak, aby celková dávka N za 3 roky (brambory + pšenice ozimá + ječmen jarní) činila 330 kg N.ha⁻¹. To platí pro organická i minerální hnojiva, popřípadě jejich kombinaci.

Tabulka 7.: Systém hnojení polního pokusu ČZU a VÚRV (dávky živin na ha).

Varianta	Brambory	Ozimá pšenice	Jarní ječmen
kontrola	0	0	0
kal	330 kg N (93 kg S)	0	0
hnůj 1	330 kg N (140 kg S)	0	0
hnůj 1/2	165 kg N (70 kg S)	110 kg N*	55 kg N*
NPK*	120 kg N	140 kg N	70 kg N
	30 kg P	30 kg P	30 kg P
	100 kg K	100 kg K	100 kg K
	0 kg S	0 kg S	0 kg S

*označené živiny (prvky) byly dodány v minerální formě, pokud je symbol u názvu varianty, byla celá varianta hnojena pouze minerálními hnojivy

Odběr vzorků je prováděn každoročně. Na podzim po sklizni obilnin a brambor byl vždy proveden odběr ornice (0-30 cm). Ta byla usušena a přeseťa přes síto s velikostí otvorů 2 mm. Pro potřeby diplomové práce byly k analýzám využity archivní vzorky půdy z roku 1996 (před založením pokusu) a z každého ukončení cyklu osevního postupu, tj. z let 1999, 2002, 2005, 2008 a 2011.

Hodnocené výstupy:

Síra extrahovatelná vodou

Pracovní postup pro první krok frakcionačního stanovení síry. Vzorek zeminy pro frakcionaci byl nejdříve usušen na vzduchu a přeseťa přes síto s otvory 2 mm. Pro vyloučení chyby měření byly vzorky analyzovány ve dvou opakováních. Do 50 ml centrifugační kyvety byl navážen 1g vzorku a pipetou bylo přidáno 10 ml demineralizované vody. Vzorky byly 30 minut třepány na třepáče. Po odstředění (10 min při 10000 U/min) byl supernatant odlit do kyvet a měřen.

Výnosové charakteristiky

Pro účely vyhodnocení pokusu byly využity výsledky výnosů ozimé pšenice. Pšenice ozimá je typická relativně stabilními výnosy a svou reakcí na použitá hnojiva. Sklizeň pokusů byla realizována maloparcelkovou sklízecí mlátičkou Wintersteiger, typ Delta. Výnosy brambor nebyly v této práci hodnoceny z důvodu jejich vysoké variability. Ječmen jarní byl zařazen až jako třetí plodina v osevním postupu, proto zde bylo možné očekávat nižší reakci na aplikaci organických hnojiv aplikovaných pouze k bramborám. Z tohoto důvodu v této práci nejsou výnosy ječmene rovněž hodnoceny.

6 Výsledky

6.1 Obsahy vodorozpustné síry po sklizni jednotlivých plodin na stanovišti Hněvčeves

V tabulce č. 8 jsou uvedeny vstupní výsledky rozborů půdy na obsah vodorozpustné síry. Vzorčky byly odebrány na podzim roku 1996 před zasetím (zasázením) sledovaných plodin. Hodnoty se pohybovaly od 8,7 do 13,3 mg S.kg⁻¹ bez ohledu na následně pěstovanou plodinu. Nebyly tedy zjištěny výrazné rozdíly mezi jednotlivými parcelkami a proto se jednalo o pozemek vhodný k založení pokusu s hnojením sírou.

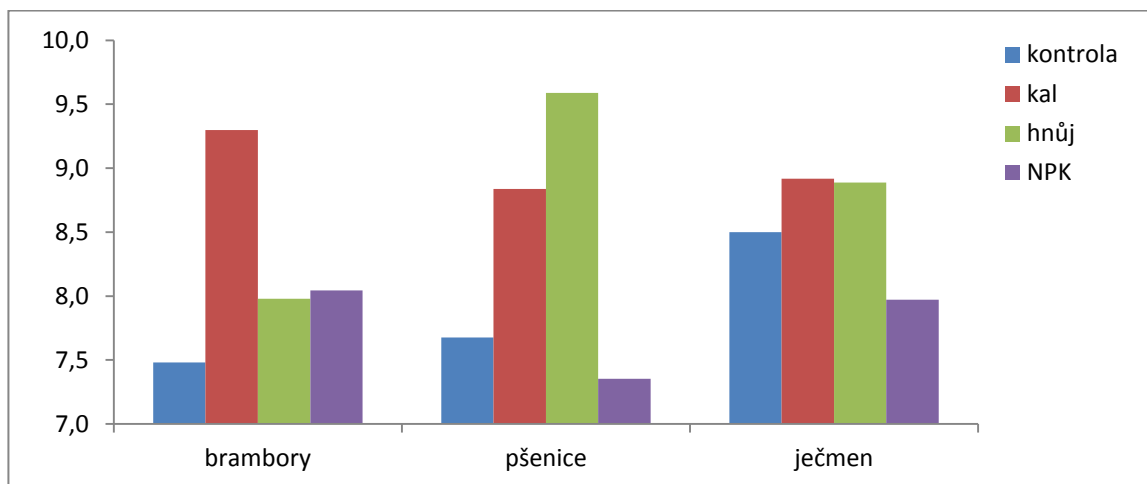
Tabulka 8.: Vstupní hodnoty obsahu S (v mg S.kg⁻¹) v roce 1996 – Hněvčeves.

Varianta	vstupní brambory	vstupní pšenice	vstupní ječmen
kontrola	10,0	8,7	9,1
kal	11,6	9,4	12,4
hnůj	11,5	8,7	9,5
NPK	11,6	13,3	10,3

Obsahy vodorozpustné síry po sklizni jednotlivých plodin na stanovišti Hněvčeves z roku 1999 jsou uvedeny v grafu 2. Nejvyšší obsah síry byl naměřen u varianty hnůj (pšenice) - 9,6 mg S.kg⁻¹ a u varianty kal (brambory) - 9,3 mg S.kg⁻¹. Naopak nejnižší hodnota byla naměřena u varianty NPK (pšenice) - 7,4 mg S.kg⁻¹, po které následovala s minimálním rozdílem varianta kontrola (brambory) - 7,5 mg S.kg⁻¹. Nejvyšší průměrné hodnoty bylo dosaženo u varianty kal - 9 mg S.kg⁻¹, na druhou stranu nejnižší průměrný obsah síry byl zjištěn u varianty NPK - 7,8 mg S.kg⁻¹. Při vyhodnocení varianty kal byl nejvyšší obsah síry naměřen v půdě po sklizni brambor, ke kterým byl kal aplikován přímo. Při vyhodnocení následného působení hnojení kaly u pšenice a ječmene došlo k postupnému poklesu obsahu síry v půdě. Z toho lze usuzovat, že čistírenské kaly jsou spíše zdrojem okamžitě přístupné síry především v prvním roce po aplikaci. Tento trend postupného poklesu obsahu síry lze pozorovat i u následujících ročníků, s výjimkou roku 2005, kdy pravděpodobně došlo k ovlivnění výsledků povětrnostními podmínkami. Naopak u varianty NPK lze ve všech

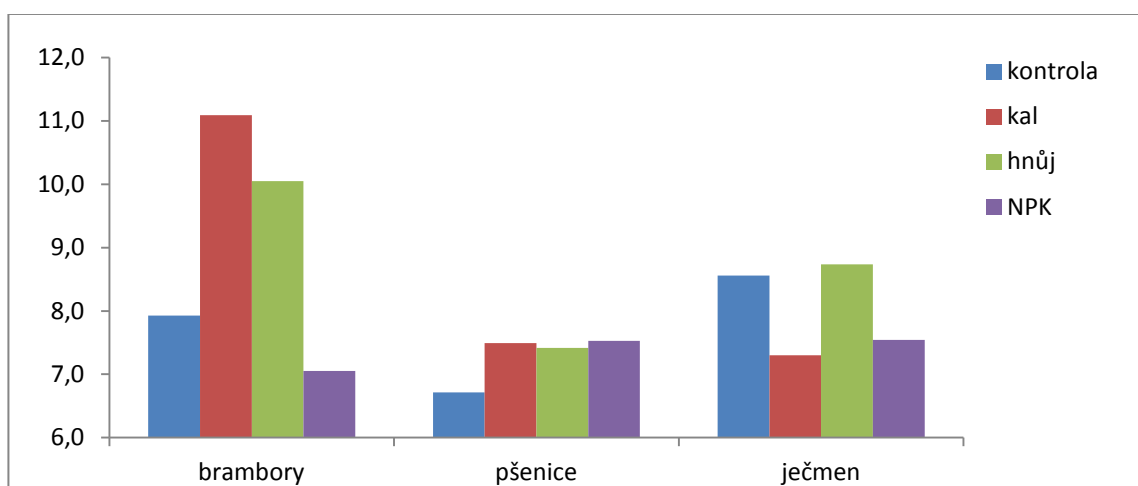
letech pozorovat trend stabilně nejnižšího obsahu vodorozpustné síry, což je zapříčiněno vyššími výnosy rostlin a tedy i vyššími odběry síry na této variantě.

Graf 2.: Obsah S v půdě (v mg S.kg⁻¹) v roce 1999, Hněvčeves.



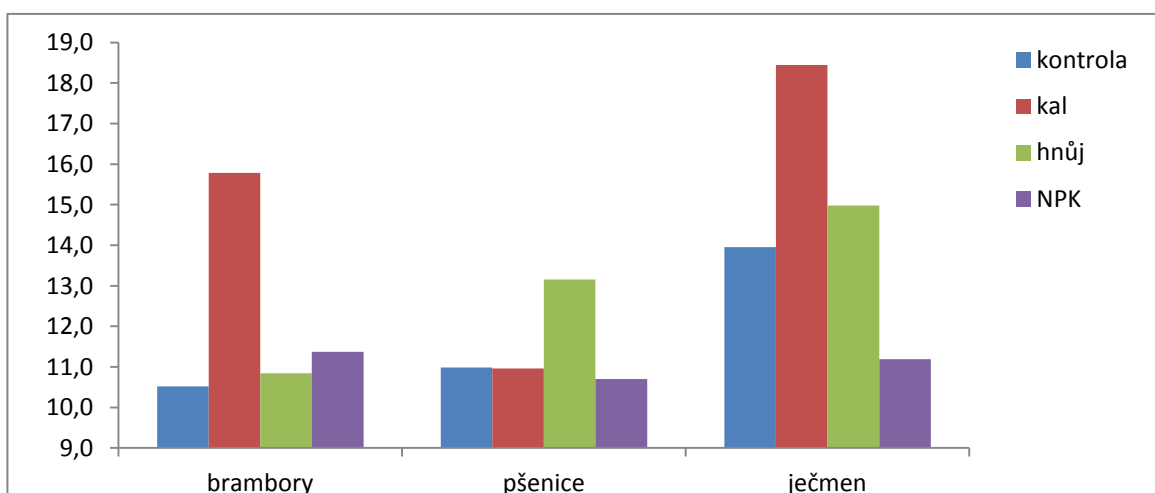
Obsahy přístupné síry po sklizni jednotlivých plodin na stanovišti Hněvčeves z roku 2002 jsou uvedeny v grafu 3. V tomto období byl nejvyšší obsah S zaznamenán u varianty kal (brambory) - 11,1 mg S.kg⁻¹ následován variantou hnůj (brambory) - 10 mg S.kg⁻¹. Nejnižších hodnot dosahovala varianta kontrola (pšenice) - 6,7 mg S.kg⁻¹ a varianta NPK (brambory) - 7,1 mg S.kg⁻¹. Nejvyšší průměrný obsah síry byl naměřen u varianty hnůj - 8,7 mg S.kg⁻¹ následován s minimálním rozdílem variantou kal - 8,6 mg S.kg⁻¹, naopak nejnižší průměrná hodnota síry byla zjištěna u varianty NPK - 7,4 mg S.kg⁻¹. Pokud porovnáme výsledky s obdobím předchozím, lze konstatovat přímou shodu u varianty NPK, která v obou případech obsahovala nejnižší průměrné hodnoty přístupné síry. Značnou shodu lze potvrdit i u nejvyšší průměrné hodnoty síry - v roce 1999 byla naměřena nejvyšší průměrná hodnota u varianty kal, avšak s rozdílem pouhých 0,3 mg S/kg od varianty hnůj, která dosahovala nejvyšších průměrných hodnot právě v tomto období.

Graf 3.: Obsah S v půdě (v mg S.kg⁻¹) v roce 2002, Hněvčeves.



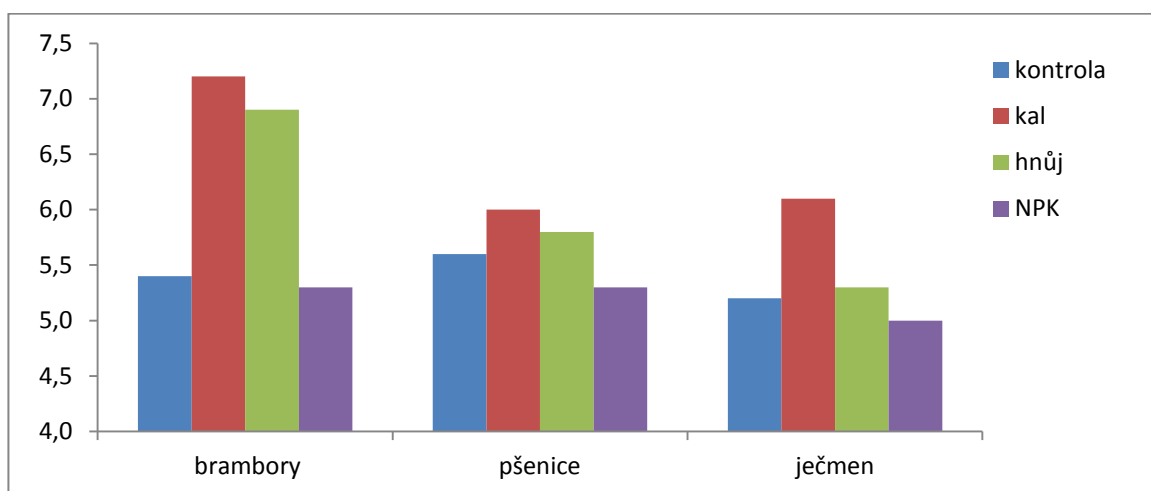
Obsahy přístupné síry po sklizni jednotlivých plodin na stanovišti Hněvčeves z roku 2005 jsou uvedeny v grafu 4. V tomto období byl nejvyšší obsah přístupné síry naměřen u varianty kal (ječmen) - 18,4 mg S.kg⁻¹ následován variantou kal (brambory) - 15,4 mg S.kg⁻¹, naopak nejnižší hodnota byla zaznamenána u varianty kontrola (brambory) - 10,5 mg S.kg⁻¹ a u varianty NPK (pšenice) - 10,7 mg S.kg⁻¹. Nejvyšší průměrný obsah síry byl zjištěn u varianty kal - 15,1 mg S.kg⁻¹, což byla i v předchozím ročníku varianta lišící se o 0,1 mg S.kg⁻¹ od varianty hnůj s nejvyšším obsahem síry. Nicméně je nutno zdůraznit, že průměrný obsah síry u varianty kal z roku 2005 převyšoval průměrný obsah síry u varianty kal z předchozího období o hodnotu 6,5 mg S.kg⁻¹. Nejnižší průměrné hodnoty dosahovala jako v předchozím ročníku varianta NPK - 11,1 mg S.kg⁻¹.

Graf 4.: Obsah S v půdě (v mg S.kg⁻¹) v roce 2005, Hněvčeves.



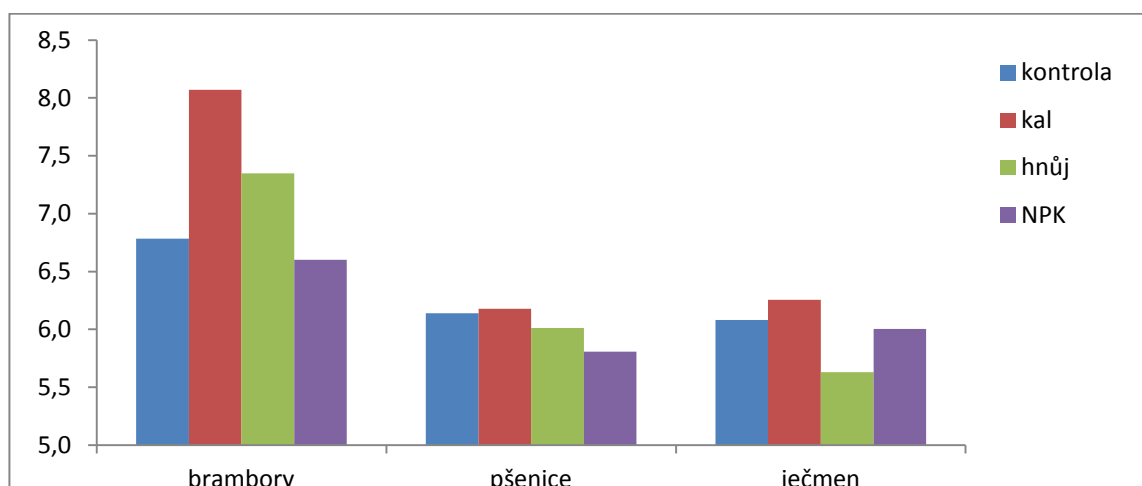
Obsahy přístupné síry po sklizni jednotlivých plodin na stanovišti Hněvčeves z roku 2008 jsou uvedeny v grafu 5. V tomto roce byl nejvyšší obsah síry zaznamenán u varianty kal (brambory) - 7,2 mg S.kg⁻¹, následován variantou hnůj (brambory) - 6,9 mg S.kg⁻¹. Nejnižších hodnot dosahovala varianta NPK (pšenice) - 5 mg S.kg⁻¹ a varianta kontrola (pšenice) - 5,2 mg S.kg⁻¹. Nejvyšší průměrný obsah síry byl zjištěn, tak jako v předchozím ročníku u varianty kal - 6,4 mg S.kg⁻¹. Nejnižší průměrný obsah S byl naměřen u varianty NPK, což rovněž odpovídalo trendům z předešlého období.

Graf 5.: Obsah S v půdě (v mg S.kg⁻¹) v roce 2008, Hněvčeves.



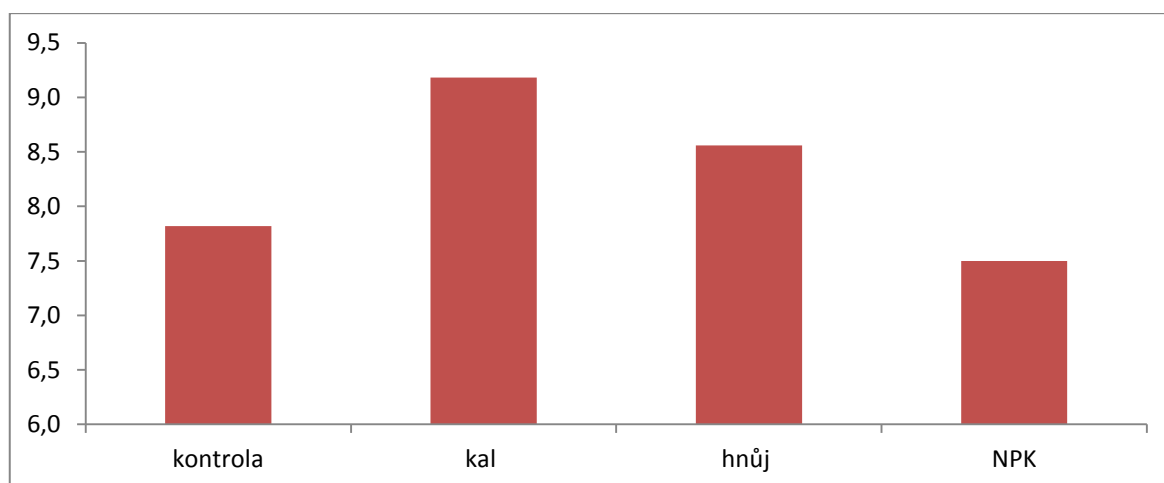
Obsahy přístupné síry po sklizni jednotlivých plodin na stanovišti Hněvčeves z roku 2011 jsou uvedeny v grafu 6. V tomto období byl nejvyšší obsah síry naměřen u varianty kal (brambory) - 8,1 mg S.kg⁻¹ a u varianty hnůj (brambory) - 7,3 mg S.kg⁻¹. Nejnižší hodnoty obsahu síry byly zaznamenány u varianty hnůj (ječmen) a u varianty NPK (pšenice). Nejvyšší průměrný obsah síry byl, stejně jako u předešlého ročníku, naměřen u varianty kal - 6,8 mg S.kg⁻¹. Nejnižší průměrný obsah síry byl zaznamenán stejně jako u předchozích ročníků u varianty NPK - 6,1 mg S.kg⁻¹.

Graf 6.: Obsah S v půdě (v mg S.kg⁻¹) v roce 2011, Hněvčeves.



Graf č. 7 znázorňuje průměrný obsah vodorozpustné síry u jednotlivých variant hnojení po celé sledované období. Nejvyššího průměrného obsahu vodorozpustné síry v půdě bylo dosaženo při hnojení variantou kal – 9,18 mg S.kg⁻¹. Následovala s nevelkým rozdílem varianta hnůj, jejíž průměrný obsah činil 8,6 mg S.kg⁻¹. Nejnižší průměrný obsah vodorozpustné síry byl zaznamenán u varianty NPK – 7,5 mg S.kg⁻¹, která se lišila od varianty kontrola pouze o 0,3 mg S.kg⁻¹.

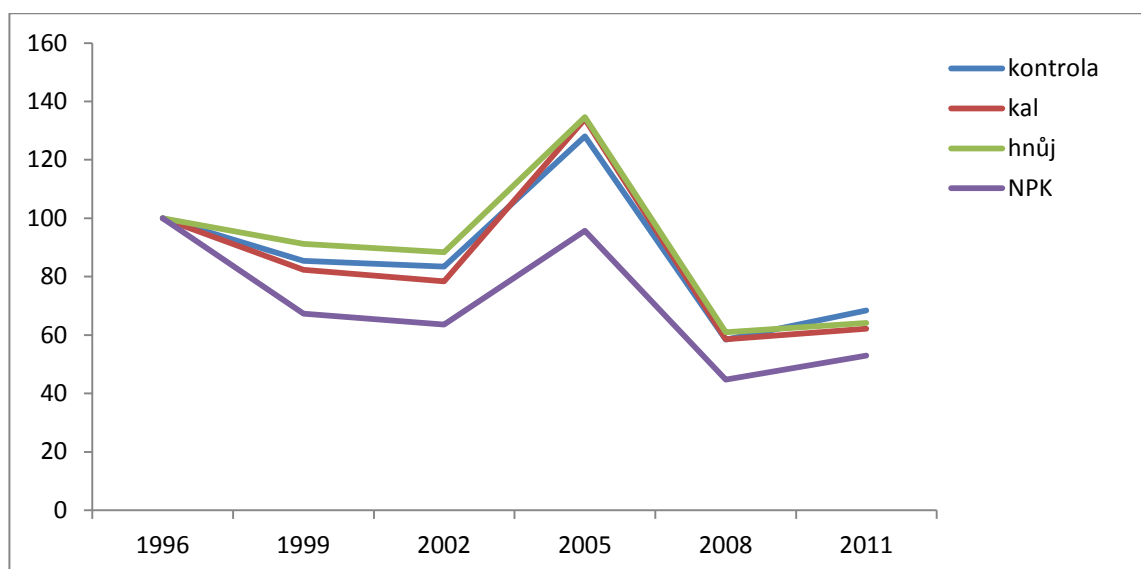
Graf 7.: Průměrný obsah S v půdě (v mg S.kg⁻¹) v letech 1999 – 2011, Hněvčeves.



Obsahy vodorozpustné síry u jednotlivých variant hnojení (kontrola, kal, hnůj, NPK) z let 1996 – 2011 jsou znázorněny v grafu 8. Z výsledků je patrné, že od roku 1996 (vstupní hodnoty) docházelo k pozvolnému úbytku obsahu vodorozpustné síry u všech variant hnojení

s výjimkou roku 2005 (což bylo pravděpodobně zapříčiněno méně příznivými povětrnostními podmínkami v tomto ročníku), kdy došlo ke značnému zvýšení obsahu síry u všech testovaných variant. V tomto roce došlo k nejvyšší změně u obsahu přístupné síry u varianty hnůj, jejíž hodnota byla navýšena o 35% oproti roku 1996. K obdobnému zvýšení obsahu S došlo i u varianty kal, kde byl zjištěn 34% rozdíl vůči roku 1996. Naopak nejnižší hodnoty u všech variant byly naměřeny v roce 2008, kdy došlo např. u varianty NPK (jenž obsahovala během celého sledovaného období nejméně síry) ke snížení obsahu S o 55% oproti roku 1996. Pro rok 2011 lze konstatovat mírné navýšení obsahu síry oproti předchozímu období u všech použitých variant hnojení.

Graf 8.: Obsah S v půdě (v %) v letech 1996 – 2011, Hněvčeves.



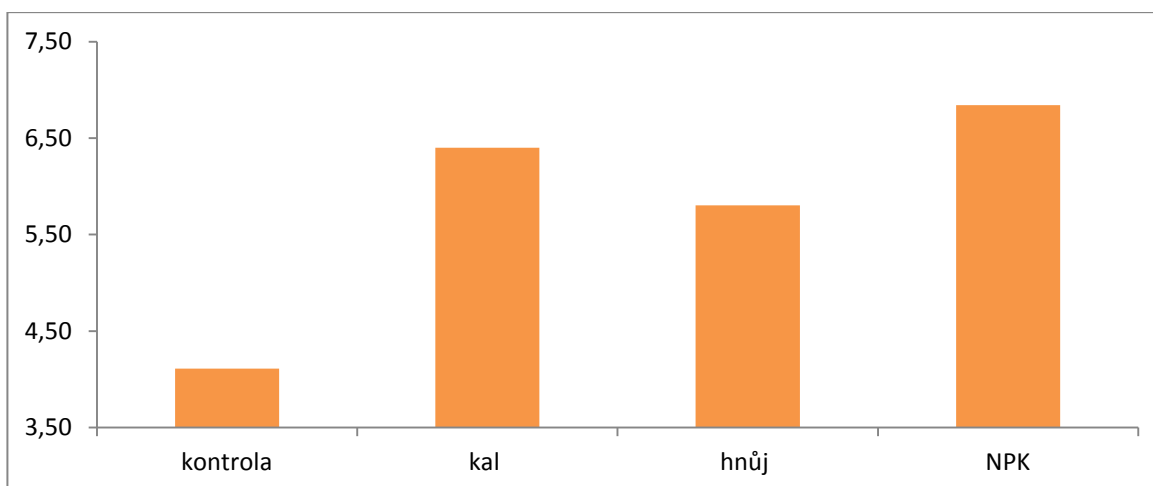
6.2 Výnos zrna ozimé pšenice na stanovišti Hněvčeves

Výnos zrna ozimé pšenice na stanovišti Hněvčeves v letech 1997 – 2001 udává tabulka 9 a graf 9. Nejvyšší hodnota výnosu zrna byla zaznamenána v roce 2000 u varianty NPK - 8,5 t zrna.ha⁻¹ následovala varianta kal - 8,4 t zrna.ha⁻¹. Nejnižšího výnosu dosáhla varianta hnůj 3,5 t zrna.ha⁻¹ v roce 1997, dále varianty kontrola a kal s výnosem 3,6 t zrna.ha⁻¹ v tomtéž roce a varianta kontrola - 3,6 t zrna.ha⁻¹ v roce 2000. Nejvyššího průměrného výnosu zrna bylo dosaženo u varianty NPK - 6,84 t zrna.ha⁻¹, naopak nejnižší průměrná hodnota byla naměřena u varianty kontrola - 4,11 t zrna.ha⁻¹, což představovalo rozdíl 2,73 t zrna.ha⁻¹

Tabulka 9.: Výnos zrna ozimé pšenice ($t \cdot ha^{-1}$) v letech 1997 – 2001, přepočteno na sušinu.

Varianta	1997	1998	1999	2000	2001
kontrola	3,65	4,63	4,11	3,61	4,57
kal	3,56	5,58	6,41	8,37	8,09
hnůj	3,48	4,97	6,16	7,61	6,8
NPK	5,12	7,42	6	8,48	7,18

Graf 9.: Průměrný výnos zrna ozimé pšenice ($t \cdot ha^{-1}$) v letech 1997 – 2001, přepočteno na sušinu.

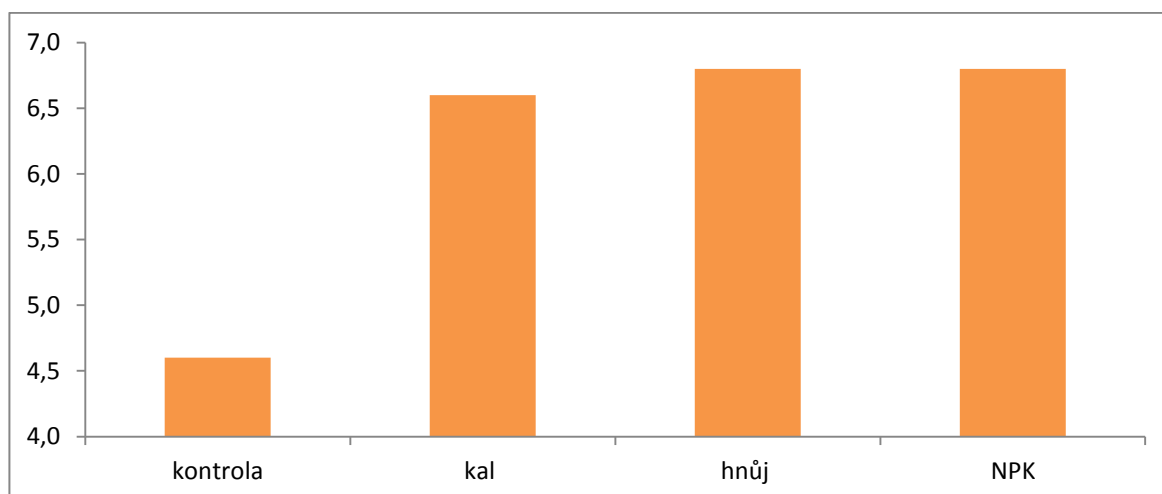


Výnos zrna ozimé pšenice na stanovišti Hněvčeves v letech 2002 – 2006 udává tabulka 10 a graf 10. Nejvyšší hodnota výnosu zrna byla dosažena u varianty kal - $9,41 t \cdot ha^{-1}$ v roce 2005 následována variantou NPK - $8,49 t \cdot ha^{-1}$. Jednoznačně nejnižšího výnosu bylo dosaženo v roce 2002 u varianty kontrola - $2,06 t \cdot ha^{-1}$, při srovnání s variantou kal z roku 2005 byl rozdíl výnosu značných $7,35 t \cdot ha^{-1}$. Následující nejnižší výnos zrna byl naměřen u varianty kontrola - $3,56 t \cdot ha^{-1}$ z roku 2004. Nejvyššího průměrného výnosu bylo dosaženo u varianty NPK - $6,81 t \cdot ha^{-1}$, avšak s velice malým rozdílem od varianty hnůj - $6,77 t \cdot ha^{-1}$. Nejnižší průměrný výnos byl naměřen u varianty kontrola - $4,61 t \cdot ha^{-1}$. Při srovnání této hodnoty s hodnotou varianty NPK bylo dosaženo rozdílu $2,20 t \cdot ha^{-1}$ ve prospěch varianty NPK.

Tabulka 10.: Výnos zrna ozimé pšenice (t. ha⁻¹) v letech 2002 – 2006, přepočteno na sušinu.

Varianta	2002	2003	2004	2005	2006
kontrola	2,06	5,97	3,56	6,63	4,83
kal	4,4	7,6	4,17	9,41	7,17
hnůj	5,35	7,58	5,36	8,2	7,38
NPK	6,02	7,3	4,57	8,49	7,7

Graf 10.: Průměrný výnos zrna ozimé pšenice (t. ha⁻¹) v letech 2002 – 2006, přepočteno na sušinu.

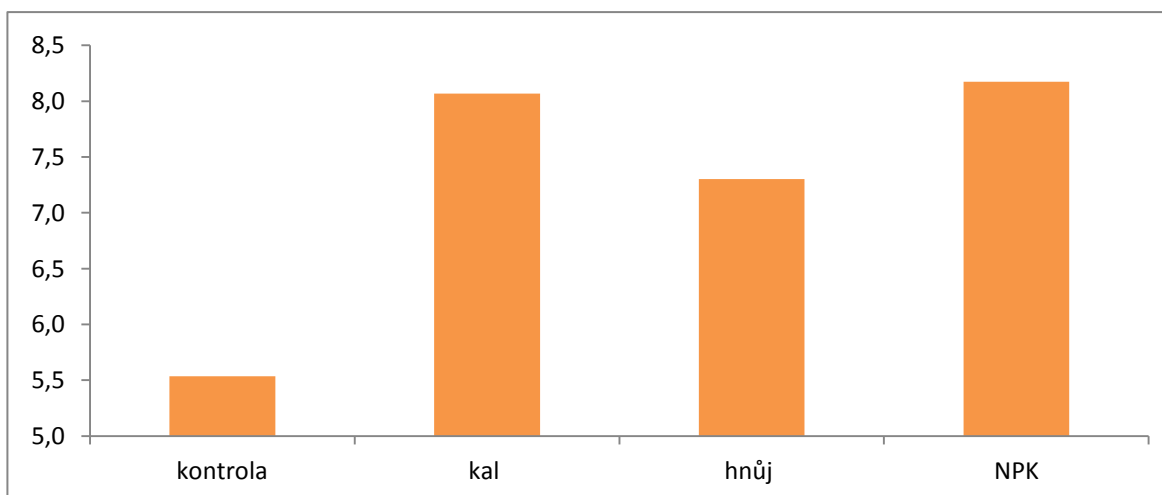


Výnos zrna ozimé pšenice na stanovišti Hněvčeves v letech 2007 – 2011 udává tabulka 11 a graf 11. Nejvyššího výnosu bylo dosaženo v roce 2007 u varianty kal - 8,88 t zrna.ha⁻¹, nicméně s minimálním rozdílem z roku 2009 od varianty NPK, jejíž hodnota činila 8,85 t zrna.ha⁻¹ a od varianty hnůj s výnosem 8,82 t zrna.ha⁻¹. Nejnižší výnos byl naměřen v roce 2011 u varianty kontrola - 4,15 t zrna.ha⁻¹ a u téže varianty v roce 2008, kdy výnos dosáhl 4,22 t zrna.ha⁻¹. Nejvyššího průměrného výnosu bylo dosaženo u varianty NPK - 8,18 t zrna.ha⁻¹ a u varianty kal - 8,07 t zrna.ha⁻¹. Naopak nejnižšího průměrného výnosu dosahovala varianta kontrola - 5,54 t zrna.ha⁻¹, což představovalo rozdíl 2,64 t zrna.ha⁻¹ vůči nejvýnosnější variantě NPK.

Tabulka 11.: Výnos zrna ozimé pšenice (t. ha⁻¹) v letech 2007 – 2011, přepočteno na sušinu.

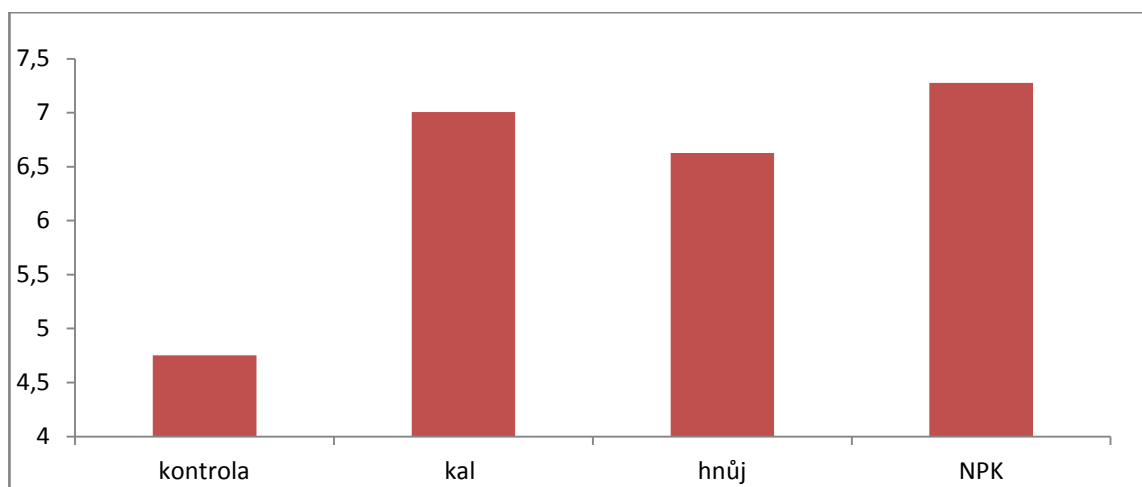
Varianta	2007	2008	2009	2010	2011
kontrola	5,75	4,22	6,21	7,35	4,15
kal	8,88	7,07	8,32	8,74	7,34
hnůj	7,62	6,05	8,82	6,97	7,05
NPK	7,18	8,56	8,85	8,12	8,17

Graf 11.: Průměrný výnos zrna ozimé pšenice (t. ha⁻¹) v letech 2007 – 2011, přepočteno na sušinu.



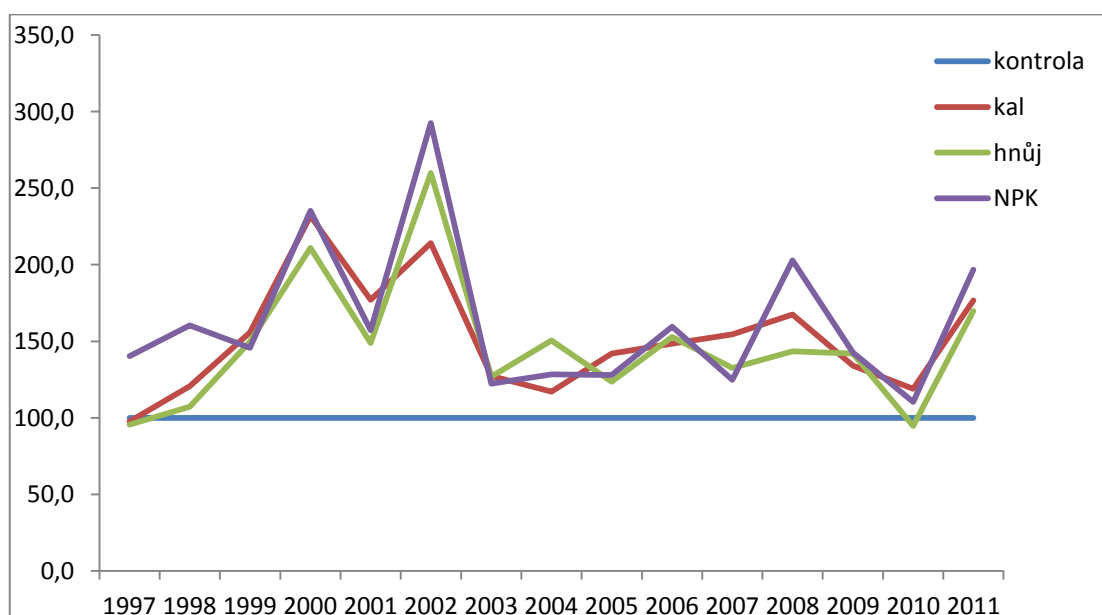
Průměrný výnos zrna ozimé pšenice na stanovišti Hněvčeves za celé sledované období (1997 – 2011) je uveden v grafu 12. Nejvyššího průměrného výnosu bylo dosaženo u varianty NPK - 7,27 t zrna.ha⁻¹, následovala varianta kal - 7 t zrna.ha⁻¹. Nejnižší průměrné hodnoty dosahovala varianta kontrola - 4,75 t zrna.ha⁻¹, což po srovnání s variantou NPK představuje rozdíl 2,52 t zrna.ha⁻¹.

Graf 12.: Průměrný výnos zrna ozimé pšenice (t. ha⁻¹) v letech 1997, přepočteno na sušinu.



Bilance výnosů zrna ozimé pšenice (v %) z let 1997 – 2011 na stanovišti Hněvčeves je znázorněna grafem 13. Z výsledků je patrné, že ve srovnání s variantou kontrola docházelo od roku 1997 – 2011 ke zvyšování výnosu u všech variant s jedinou výjimkou - v roce 2010, kdy na variantě hnůj došlo k poklesu výnosu vůči kontrole o 5,2 %. Naopak zcela nejvyšší rozdíl výnosů byl zaznamenán v roce 2002 na variantě NPK, jenž přesáhla výnos varianty kontrola o 192%, následovala varianta hnůj, která v tomtéž roce přesáhla výnos na variantě kontrola o 160%. Nejvyššího výnosu u varianty kal vůči kontrole bylo dosaženo v roce 2000, kdy byla přesažena o 131%.

Graf 13 Bilance výnosu zrna ozimé pšenice (v %) v letech 1997 – 2011 – Hněvčeves.



V rámci pokusu byl rovněž hodnocen korelační koeficient mezi obsahem přístupné síry a výnosem zrna pšenice, bez ohledu na variantu hnojení. Výsledkem byla pouze nízká hodnota korelačního koeficientu (-0,33). Je tedy zřejmé, že zásoba přístupné síry neměla přímý vliv na výnos zrna ozimé pšenice.

7 Diskuse

Tlustoš a kol., (2001) uvádí, že v roce 1991 v České republice vstupovalo do půdy prostřednictvím atmosférických depozic v průměru 100 kg S.ha^{-1} , přičemž např. v Praze až 394 kg S.ha^{-1} , ještě větší hodnoty byly zjištěny v severních Čechách, které se blížily až k 500 kg S.ha^{-1} . Trend ve snižování obsahu různých frakcí S v půdě během sledovaných období s postupem času v závislosti na atmosférických depozicích potvrzuje ve svém výzkumu Balík et al., (2009), kteří porovnávali půdní vzorky z deseti různých stanovišť s rozdílnými půdně-klimatickými vlastnostmi v letech 1981 a 2007. V roce 1981 dosahoval průměrný obsah vodorozpustné S ze všech stanovišť na nehnějené variantě kontrola $22,6 \text{ mg S.kg}^{-1}$. V roce 2007 bylo v průměru dosahováno pouze $7,2 \text{ mg S.kg}^{-1}$, což představuje pokles o 68% vůči původní hodnotě. Pokles na variantách hnojených chlévským hnojem představoval 67% a na variantách hnojených chlévským hnojem s přidavkem NPK byl zaznamenán pokles o 65%.

Pozorování Balíka et al., (2009) tedy odpovídá i našim výsledkům, kdy docházelo od založení pokusu (1996 – 2011) k pozvolnému poklesu obsahu vodorozpustné S v půdě bez ohledu na variantu hnojení. Vyjímkou byl pouze rok 2005, kdy došlo k navýšení obsahu vodorozpustné S u všech variant hnojení. V tomto roce došlo k nejvyšší změně u obsahu přístupné S u varianty hnůj, jejíž hodnota byla navýšena o 35% oproti roku 1996. K obdobnému zvýšení obsahu S došlo i u varianty kal, kde byl zjištěn 34% rozdíl vůči roku 1996. Toto neočekávané navýšení obsahu S v roce 2005 lze s největší pravděpodobností přisuzovat méně příznivým povětrnostním podmínkám, které měly za následek nižší výnosy a tedy i nižší odběr S. Naopak nejnižších hodnot bylo dosaženo v roce 2008, kdy obsah S u varianty NPK klesl vůči roku 1996 o 55%. Balík et al., (2009) sledovali obsahy síry v půdě v období od roku 1981. V našich pokusech sledované období začíná až v roce 1996, kdy už atmosférické depozice neměly především z důvodu odsíření tepelných elektráren tak významný vliv na vstupy síry do půdy. Tento fakt potvrzují i (Zhao et al., 2003; Scherer, 2001; Kulhánek a kol., 2013) a celá řada dalších autorů. Na základě našich výsledků lze tedy usuzovat, že v současné době je obsah S v půdách ovlivňován především odběrem rostlin, druhem půd, povětrnostními podmínkami a systémy hnojení.

Pokud budeme hodnotit vliv hnojení na výnos zrna pšenice ozimé během našeho dlouhodobého stacionárního pokusu na stanovišti Hněvčevy z let 1997 – 2011, tak se jako nejefektivnější ukázalo hnojení minerálními hnojivy (NPK), při jejichž aplikaci bylo dosaženo průměrného výnosu $7,28 \text{ t zrna.ha}^{-1}$. Z organických hnojiv bylo dosaženo vyššího

výnosu u čistírenských kalů a to s průměrným výnosem čítajícím 7,01 t zrna.ha⁻¹. Průměrný výnos po aplikaci chlěvského hnoje dosáhl hodnoty 6,63 t zrna.ha⁻¹, což představuje ve srovnání s čistírenskými kaly průměrný roční rozdíl 0,38 t zrna.ha⁻¹. Nejnižšího výnosu bylo zpravidla dosahováno na nehnojené variantě kontrola, průměrný výnos představoval 4,75 t zrna.ha⁻¹. Vliv systému hnojení na výnos zrna ozimé pšenice v tomto pořadí NPK > kal > hnůj > nehnojená varianta, jak tomu bylo v našem případě potvrzuje ve svém pokusu Černý et al., (2010), kteří sledovali výnos zrna pšenice ozimé v letech 1997 - 2008 na dalších čtyřech stanovištích s rozdílnými půdně-klimatickými podmínkami - Červený Újezd, Humpolec, Lukavec, Suchdol. Nejvyšších výnosů na všech čtyřech stanovištích bylo rovněž dosahováno u varianty NPK - průměrná hodnota těchto čtyř stanovišť byla 6,30 t zrna.ha⁻¹. Následoval výnos po aplikaci čistírenských kalů, jehož průměr za tyto stanoviště představoval 5,30 t zrna.ha⁻¹. U chlěvského hnoje činil průměrný výnos ze stanovišť 4,89 t zrna.ha⁻¹, což představovalo ve srovnání s čistírenskými kaly průměrný roční rozdíl 0,41 t zrna.ha⁻¹. Nejnižší výnos byl dle předpokladu zaznamenán na nehnojené variantě jako v našem případě, jeho průměrná hodnota ze všech stanovišť činila 3,89 t zrna.ha⁻¹.

Průměrný výnos zrna pšenice ozimé v České republice v letech 2007 – 2013 byl 5,1 t zrna.ha⁻¹ (ČSÚ, 2007 – 2013). Při porovnání s našimi výnosy na stanovišti Hněvčeves se tedy průměrný výnos v České republice blíží nehnojené variantě kontrola, kterou přesahoval pouze o 0,35 t zrna.ha⁻¹. Naopak na variantu hnojenou NPK ztrácí v průměru 2,18 t zrna.ha⁻¹. Tento rozdíl výnosů je dán hned několika faktory. Hněvčeves se nachází v lokalitě, která je příhodná k pěstování pšenice ozimé svými půdními vlastnostmi, nadmořskou výškou a klimatem. Nezpochybnitelný vliv má samozřejmě způsob hnojení a také odrůda.

Pokud tedy sledujeme výnos zrna u pšenice ozimé, je zřejmé, že nejvyšší vliv mají minerální hnojiva, která obsahují dusík. Z organických hnojiv měly větší vliv na výnos čistírenské kaly, kterými bylo dodáno značné množství síry. Celá řada autorů uvádí, že hnojení sírou má značný význam na výnos zrna. Schung (1991) na základě pozorování výnosu zrna pšenice na severu Německa řadí síru jako druhý nejdůležitější výživový prvek hned za dusík. Zhao et al., (1999) uvádějí, že pro optimální růst pšenice je potřeba 10 – 20 kg S.ha⁻¹. Podle Beatona et Sopera (1986) se zvýšení výnosu pšenice po aplikaci síry pohybuje mezi 5 – 50 % v závislosti na půdních podmínkách. McGrath et al., (1996) uvádějí zvýšení výnosu ve Velké Británii v rozmezí 5 – 20 %. Scott et al., (1984) zaznamenali po aplikaci síry na písčité půdy v severovýchodním Skotsku zvýšení výnosu zrna v rozmezí 5 – 18 %. V Dánsku byla zjištěna největší reakce na hnojení hnojivou se sírou na půdách s malým obsahem jílu. Výnos byl v průměru navýšen o 40 %. Hnojení sírou je nejvíce efektivní od března do

začátku kvetení rostlin. Na lehkých půdách se doporučuje dávka 40 kg S.ha^{-1} k zajištění její pozitivní bilance, na jílovitých půdách $10 - 30 \text{ kg S.ha}^{-1}$ (Knudsen et Pedersen, 1993).

Vliv síry na výnos zrna pšenice lze potvrdit i na základě výsledků našeho dlouhodobého stacionárního pokusu. V našem případě na stanovišti Hněvčeves došlo k průměrnému navýšení výnosu zrna po přísunu mj. síry prostřednictvím čistírenských kalů o 43 % vůči nehnojené variantě kontrola, což odpovídá již zmíněným výsledkům Beaton a Sopera (1986) a výsledkům Knudsen a Pedersen (1993).

Budeme-li hodnotit účinek námi sledovaných systémů hnojení na výnos pšenice ozimé, tak lze říci, že významný rozdíl ve výnosu byl zaznamenán především mezi nehnojenou variantou kontrola a hnojenými variantami.

8 Závěr

Tato diplomová práce měla za cíl sledovat změny obsahu okamžitě přístupné síry v půdě na stanovišti Hněvčevy v letech 1996 – 2011 po dlouhodobé aplikaci minerálních a organických hnojiv. Organickými hnojivy bylo hnojeno pouze k první plodině v osevním sledu, proto bylo u brambor sledováno přímé působení aplikace organických hnojiv, u ozimé pšenice a jarního ječmene působení následné. Dále byly pro účely vyhodnocení pokusu využity výsledky výnosů ozimé pšenice, protože je typická relativně stabilními výnosy a svou reakcí na použitá hnojiva. Z výsledků je zřejmé, že od roku 1996 až 2011 docházelo z důvodu odběru síry rostlinami k pozvolnému poklesu jejího obsahu v půdě u všech variant hnojení s jedinou výjimkou, a to rokem 2005, kdy byly zaznamenány nejvyšší obsahy okamžitě přístupné síry u všech variant hnojení bez ohledu na plodinu, což bylo pravděpodobně způsobeno méně příznivými povětrnostními podmínkami, které měly za následek nižší výnosy a tedy i nižší odběr síry. Nejvyššího průměrného obsahu okamžitě přístupné síry v půdě během celého sledovaného období bylo dosaženo u varianty kal, kdy průměrná hodnota činila $9,2 \text{ mg S.kg}^{-1}$. Následovala varianta hnůj s průměrným obsahem $8,6 \text{ mg S.kg}^{-1}$. Naopak nejnižší průměrný obsah síry v půdě byl zjištěn u varianty NPK, jenž činil $7,5 \text{ mg S.kg}^{-1}$, což bylo dokonce o $0,3 \text{ mg S.kg}^{-1}$ méně ve srovnání s kontrolní nehnojenou variantou. Čistírenské kaly se na základě výsledků projeví jako významný zdroj okamžitě přístupné síry. Nutno je však zdůraznit, že jsou spíše krátkodobým zdrojem okamžitě přístupné síry pro rostliny, což bylo prokázáno ve všech případech měření vyšším obsahem síry v půdě v prvním roce po aplikaci u brambor, přičemž u následující pšenice a ječmene docházelo již k postupnému poklesu obsahu síry. Z hlediska obohacení zemědělské půdy o síru se jeví použití čistírenských kalů jako vhodné řešení, avšak za předpokladu, že nebudou opomíjena hygienická rizika související s jejich aplikací na půdu. Obdobně příznivý vliv na obsah okamžitě přístupné síry měla i aplikace chlévského hnoje. Naměřené hodnoty u brambor byly zpravidla druhé nejvyšší a to právě po čistírenských kalech. Důležité ale je, že po aplikaci hnoje již nedocházelo k tak značnému poklesu obsahu síry u následující pšenice a ječmene. Z toho lze vyvodit, že čistírenské kaly jsou sice lepším zdrojem okamžitě přístupné síry v rámci kratšího období, zatímco z dlouhodobého hlediska se jeví jako výhodnější aplikace chlévského hnoje. U hnojení variantou NPK byl stabilně vyhodnocován nejnižší obsah okamžitě přístupné síry, což bylo způsobeno vyššími výnosy rostlin na variantě NPK a tedy i vyššími odběry síry na této variantě. Trvale nejnižšího výnosu dosahovala nehnojená

varianta kontrola. Průměrný výnos za celé sledované období na této variantě představoval 4,75 t zrna.ha⁻¹. Naopak nejvyššího průměrného výnosu bylo dosaženo u varianty NPK – 7,26 t zrna.ha⁻¹, jejíž hodnota se příliš nelišila od varianty hnojené kaly, kde průměrný výnos představoval 7 t zrna.ha⁻¹.

9 Použitá literatura

- Balík J., Tlustoš P., 2000. Hnojení ozimé řepky sírou. Květy olejnin. č. 4. s. 2-3.
- Balík J., Kulhánek M., Černý J., Száková J., Pavlíková D., Čermák P., 2009. Differences in soil sulfur fractions due to limitation of atmospheric deposition. *Plant Soil and Environment* 55, p. 344-352.
- Barber S. A., 1995. Sulfur in soil nutrient bioavailability, 2nd Ed.; Barber S. A., Ed.; John Wiley & Sons, Inc. New York, p. 301–310.
- Barrow N. J., 1975. Reactions of fertiliser sulfate in soils. In: K. D. McLachlan (Ed.), *Sulfur in Australian agriculture*. Sydney University Press, p. 50 – 57.
- Beaton, J. D., Soper R. J., 1986. Plant response to sulfur in the Western Canada. In ‘Sulfur in Agriculture’, (M.A. Tabatabai, ed.), American Society of Agronomy. Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, U.S.A., p. 375 – 405.
- Biederbeck B. P., 1978. Soil organic sulfur and fertility. In: Schnitzer M., Khan, S. U. (Eds). *Soil Organic Matter*. Elsevier. New York, p. 273-310.
- Bohn H. L., Barrow N. J., Rajan S. S. S., Parfitt L., 1986. Reactions of inorganic sulfur in soils. In: Tabatabai M.A. (ed.): *Sulfur in Agriculture*. Agronomy Monography 27. ASA, CSSA and ISSSA, Madison, p. 233–249.
- Bowen G. D., Rovira A. D., 1999. The rhizosphere and its management to improve plant growth. *Advances in Agronomy* 66, p. 1 - 102
- Božek F., Urban R., Zemánek Z., 2003. *Recyklace*. MoraviaTisk. Vyškov. 238 s. ISBN: 80-238-9919-8.
- Cacco G., Ferrari G., Saccomani M., 1980. Pattern of sulfate uptake during root elongation in maize: its correlation to productivity. *Physiol. Plant* 48, p. 375 – 378.
- Černý J., 2010. Využití odpadů z ČOV jako zdroje organických látek a živin. *Biom.cz* [online] 6/2010, [cit. 2014-02-25]. Dostupné z <<http://biom.cz/cz-bioodpady-a-kompostovani/odborne-clanky/vyuziti-odpadu-z-cov-jako-zdroje-organickych-latek-a-zivin>>

Černý J., Balík J., Kulhánek M., Časová K., Nedvěd V., 2010. Mineral and organic fertilization efficiency in long-term stationary experiments. *Plant Soil environ.* 56, p. 28–36.

Český statistický úřad (ČSÚ). Sklizeň zemědělských plodin. Veřejná databáze Českého statistického úřadu [online] 2007 – 2013, [cit. 2014-03-18]. Dostupné z <<http://vdb.czso.cz/vdbvo/tabparam.jsp?voa=tabulka&cislotab=ZEM0030UU&vo=null>>

Dohányos M., 2004. Strategie nakládání s čistírenskými kaly. *Odpadové fórum*. roč. 5. č. 5. s. 8 – 11.

Dohányos M., 2006. Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů, *Biom.cz* [online], 2006-05-09 [cit. 2014-03-14]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu>>. ISSN: 1801-2655.

Fecenko J., 2002. Význam síry pre výživu rastlín a jej potreba na hnojení plodín pestovaných v SR. *Agrochémia. Ročník VI.* (42), s. 13-15.

Freney J.R., 1986. Forms and reactions of organic sulfur compounds in soils, In: Tabatabai M. A., 1986 (Ed.), *Sulfur in Agriculture. Agronomy Monograph No. 27.* ASA-CSSA-SSSA, Madison, p. 207 – 232.

Garwood E.A., Tyson K.C., 1973. Losses of nitrogen and other plant nutrients to drainage from soil under grass. *J. Agric. Sci. Camb* 80, p. 303–312.

Halousková O., 2000. *Rekultivační materiály.* Vysoká škola chemicko-technologická. Praha. 58 s. ISBN: 80-7080-399-1.

Hall J. E., 1995. Sewage sludge production treatment and disposal in the European Union. *Water and Environment Journal* 4, p. 335 – 343.

Hanč A., Tlustoš P., Balík J., 2004. Vliv aplikace čistírenských kalů na výnos senážního ovsa pěstovaného na třech různých zeminách. *Sborník: Racionální použití hnojiv.* AF ČZU. Praha. s. 138 – 141. ISBN: 80-213-1232-7.

Hauptman I., Sánka M., Kňákal P., 2000. Hodnocení čistírenských kalů z hlediska obsahu živin a rizikových látek. *Sborník: Možnosti využití kalů s ČOV v zemědělství.* VÚPI. Praha. s. 23 – 30.

Hlavínek P., Mičín J., Prax P., 2000. Příručka stokování a čištění. NOEL. Brno. 251 s. ISBN: 80-86020-30-4.

Horák V., Staszková L., 2002. Biochemie. PowerPrint. Praha. 181 s. ISBN: 80-213-0980-6.

Chaudhuri D., Tripathy S., Veeresh H., Powell M. A., Hart, B. R., 2003. Mobility and bioavailability of selected heavy metals in coal ash- and sewage sludge-amended acid soil. Environ. Geol. 44, p. 419-432.

Jaggi A. C., Aulakh M. S., Sharma R., 1999. Temperature effects on soil organic sulphur mineralization in subtropical soils of varying pH. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 54, p. 175–182.

Kalembasa D., Kalembasa S., Kania R., 2000. Waste activated sludges as the source of nitrogen and sulphur for plants. Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis 81, p. 109-111.

Kirchmann, H., Pichlmayer, F., Gerzabek, M. H., 1996. Sulfur balance and sulfur-34 abundance in a long-term fertilizer experiment. Soil Sci. Soc. Am. J. 60, p. 174–178.

Knudsen, L., Pedersen C. A., 1993. Sulphur fertilization in Danish agriculture. Sulphur in Agriculture 17, p. 29 - 31.

Kulhánek M., Balík J., Vaněk V., Pavlíková D., Černý J., 2013. Využití analýz frakcí minerální síry v půdě k optimalizaci hnojení. Certifikovaná metodika. Powerprint. Praha. 26 s. ISBN: 978-80-213-2376-6.

Kupec J., 2002. Zpracování odpadních vod a čistírenských kalů. UTB. Zlín. 123 s. ISBN: 80-7318-058-8.

Kusá H., Růžek P., 2000. Možnosti využití kalů z ČOV v zemědělství. VÚRV. Praha. 69 s. ISBN: 80-238-5333-3.

Kutil J., Dohányos M., 2005. Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů, Biom.cz [online], 2005-01-05 [cit. 2014-03-30], Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz-kapalna-biopativa/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu-2>>. ISSN: 1801-2655

Kühn H., Weller H., 1977. 6 jährige Untersuchung über Schwefelzufuhr durch Niederschläge und Schwefelverluste durch Auswaschung (Lysimeter), Z. Pflanzenernaehr. Bodenk 140, p. 431 – 440.

Kyncl M., 2007. Technologie zpracování a využití vodárenských kalů. VŠB-TU. Ostrava 127 s. ISBN: 978-80-248-1604-3.

Legget J. E., Epstein, E., 1956. Kinetics of sulfate adsorption by barley roots. Plant Physiology 31, p. 222 - 226.

Lehmann J., Solomon D., Zhao F.J., McGrath S., 2008. Atmospheric SO₂ emissions since the late 1800s change organic sulfur forms in humic substance extracts of soils. Environmental Science & Technology 42, p. 3550-3555.

Lyčková B., Fečko P., Kučerová R., 2009. Zpracování kalů. VŠB-TU. Ostrava. 87 s. ISBN: 978-80-248-1921.

MacDonald N. W., Zak D. R., Pregitzer K. S., 1995. Temperature effects on kinetics of microbial respiration and net nitrogen and sulfur mineralization. Soil Sci. Soc. Am. J. 159, p. 233 – 240.

Maisonnave V., Montrejaud-Vignoles M., Bonnin C., Revel J. C., 2002. Impact on crops, plants and soils of metal trace elements transfer and flux, after spreading of fertilizers and biosolids. Water Science Technology 46, p. 217–224.

Malý J.; Hlavínek P., 1996. Čištění průmyslových odpadních vod. NOEL. Brno. 255 s. ISBN: 80-86020-05-3.

Matula J., 1987. Agrochemie. VŠZ. Praha. 127 s.

Matula J., Pechová M., 2005. Influence of gypsum treatment on extractability of nutrients from soils. Plant Soil and Environment 51, p. 368-375.

Matula J., 2007. Výživa a hnojení sírou. Metodika pro praxi. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. ÚZPI. Praha. 39 s. ISBN 978-80-87011-15-7.

McGrath S. P., Zhao, F. J., Withers P. J. A., 1996. Development of sulphur deficiency in crops and its treatment. Proceedings of the Fertiliser Society, No. 379. Peterborough, The Fertiliser Society.

Mengel K., Kirkby E. A., 1978. Principles of Plant Nutrition. International Potash Institute, Berne. 593 s. ISBN: 9781402000089.

Mengel K., 1991. Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 431 s. ISBN: 9783334003107.

Messick D., 2005. Global sulphur requirement and sulphur fertilizers. Landbauforschung Völkenrode. Special Issue 283, p. 97-104.

Metson A. J., 1979. Sulfur in New Zealand soils. New Zealand Journal of Agriculture 22, p. 95-114.

Nerudová M. 1984. Komplexní systém hnojení kaly z čistíren odpadních vod veřejných kanalizací. ÚVTIZ. Praha. 50 s.

Noctor G., Arisi A. C. M., Jouanin L., Kunert K. J., Rennenberg H., Foyer CH., 1998. Glutathione: biosynthesis, metabolism and relationship to stress tolerance explored in transformed plants. Journal of Experimental Botany 49, p. 623 - 647.

Noctor G., Gomez L., Vanacker H., Foyer CH., 2002. Interactions between biosynthesis, compartmentation, and transport in the control of glutathione homeostasis and signalling. Journal of Experimental Botany 53, p. 1283 - 1304.

Nor Y. M., Tabatabai M. A., 1977. Oxidation of elemental sulfur in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 41, p. 736 - 741.

Pavlíková D., Vaněk V., Pavlík M., Kolář L., 2011. Úloha síry v rostlinách a její potřeba pro rostliny. Sborník: Racionální použití hnojiv. s. 21 - 26. ISBN: 978-80-213-2224-0.

Paulsen H., 2005. Sulfur in organic farming. Landbauforschung Völkenrode. Special Issue 283, p. 105 – 110.

Pfaff C., 1963. Über die Auswaschung von Calcium, Magnesium, Chlorid und Sulfat aus dem Boden (Lysimeterversuche). Z. Acker- u. Pflanzenbau 117, p. 117 – 128.

- Procházka S., a kol., 1998. Fyziologie rostlin. Academia. Praha. 484 s. ISBN: 80-200-0586-2.
- Richter R., Hřivna L., 1999. Síra a její působení na výnos a obsah oleje u ozimé řepky. Agrochémia. Ročník III (39). s. 7-10.
- Scott N. M., Dyson P. W., Ross J., Sharp G. S., 1984. The effect of sulphur on yield and chemical composition in winter barley. Cambridge J. Agric. Sci. 103, p. 699 – 702.
- Scheffer F., Schachtschabel P., 1992. Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag. Stuttgart. 584 s. ISBN: 9783827414441.
- Scherer H. W., 2001. Sulphur in crop production – invited paper. European Journal of Agronomy 14, p. 81 - 111.
- Scherer H. W., 2009. Sulfur in soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 172, p. 326-335.
- Schlegel H. G., 1992. Allgemeine Mikrobiologie. 7. Auflage. Thieme. Stuttgart.
- Schung E., 1991. Sulphur nutritional status of european crops and consequences for agriculture. Sulphur Agriculture 15, p. 7 – 12.
- Starkey L. A., 1966. Oxidation and reduction of sulfur compounds in soils. Soil Science 101, p. 297 - 306.
- Stauffer R. S., Rust R. E., 1954. Leaching losses, run off and percolate from eight Illinois soils. Agronomy Journal 46, p. 207 - 211.
- Swift R. S., 1985. Mineralization and immobilization of sulphur in soils. Sulphur Agriculture 9, p. 20 - 25.
- Šálek J., 1995. Vlivy zemědělského využití čistírenských kalů na životní prostředí. Sborník z mezinárodní konference „Kaly a odpady 95“. Brno. s. 143 – 150.
- Šnobl J., Pulkrábek J., Baranyk P., 2007. Základy rostlinné produkce. PowerPrint. Praha 172 s. ISBN: 978-80-213-1340-8.
- Švehla P., Tlustoš P., Balík, J., 2007. Odpadní vody. Česká zemědělská univerzita. Praha. 142 s. ISBN 978-80-213-1861-8.

Tabatabai M. A., 1982. Sulfur, Methods of Soil Analysis, Part 2nd Ed. Madison, Wisconsin. American Society of Agronomy 9, p. 501-538.

Tandon H. L. S., 1991. Sulphur research and agriculture production in India, Washington DC, USA: TSI.

Tesař S., Vaněk V., 1992. Výživa rostlin a hnojení. AF VŠZ. Praha. 151 s. ISBN: 80-85467-99-2.

Tisdale S. L., Reneau R. B. Jr Platou J. S., 1986. Atlas of sulfur deficiency. In: Tabatabai, M. A. (Ed.) Sulfur in Agriculture. Agron. Monogr. 27, ASA, CSSA, and SSSA, Madison, p. 295–322.

Tlustoš P., Balík J., Pavlíková D., Hanč A., Száková J., 1999. The accumulation of heavy metals in plants when different inorganic forms of nitrogen were applied to the soil. Zesz. Nauk. Akademii Rolniczej w Krakowie 349, 64, p. 315-324.

Tlustoš P., Pavlíková D., Balík J., Száková J., 2001. Koloběh síry v půdě a v prostředí Sborník ze 7. Mezinárodní konference. Racionální použití hnojiv. AF ČZU. Praha. s. 20 – 26. ISBN: 80-213-0839-7.

Tsadilas C. D., Matsi T., Barbayiannis N., Dimoyiannis, D., 1995. The influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. Communication Soil Science and Plant Analyses 26, p. 2603 - 2619.

Valenta J., 2011. Sortiment hnojiv se sírou a její zdroje. Sborník ze 17. Mezinárodní konference. Racionální použití hnojiv. AF ČZU. Praha. s. 50 – 60. ISBN: 978-80-213-2224-0.

Vaněk V., Kolář L., Štípek K., Jakl M., 2001. Úloha síry v rostlinách a její potřeba. Sborník ze 7. mezinárodní konference. Racionální použití hnojiv. AF ČZU. Praha. s. 27 – 34. ISBN: 80-213-0839-7.

Vaněk V., a kol., 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. ProfiPress. Praha 176 s. ISBN: 976-80-86726-25-0.

Wang X., Chen T., Yinghua G., Yongfeng J., 2008. Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. *Journal of Hazardous Materials* 160, p. 554 – 558.

Williams C. H., Steinberg A. 1962. The evaluation of plant available sulphur in soil. *Plant and Soil* 26, p. 205 - 223

Zelený F., Zelená E., 1996. Síra a její potřeba pro výživu rostlin. ÚZPI. Praha. 42 s. ISBN: 80-861153-62-2.

Zelený F., Zelená E., 1999. Změna v bilanci síry v rostlinné výrobě České republiky. *Úroda* 3. s. 23 – 25.

Zhao F. J., Hawkesford M. J., McGrath S. P., 1999. Sulphur assimilation and effects on yield and quality of wheat. *Journal of Cereal Science* 30, p. 1 – 17.

Zhao F. J., Knights J. S., Hu Z. Y., McGrath S. P., 2003. Stable sulfur isotope ratio indicates long-term changes in sulfur deposition in the Broadbalk experiment since 1845. *Journal of Environmental Quality* 32, p. 33 – 39.

Zimová M., Matějů L., 2000. Kontaminace kalů s čistíren odpadních vod patogenními mikroorganismy a organickými látkami. Sborník: Možnosti využití kalů z ČOV v zemědělství. s. 15 – 22.

Seznam použitých zákonů a vyhlášek

- Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů
- Vyhláška č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě
- Směrnice Rady 86/278/EEC o ochraně životního prostředí, zejména půdy, při použití čistírenských kalů v zemědělství