

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra mikrobiologie, výživy a dietetiky



Vliv čistírenských kalů na amonifikaci a nitrifikaci

Bakalářská práce

Autor práce: Veronika Jarošová

Vedoucí práce: prof. Ing. Karel Voříšek, CSc.

© 2013 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Vliv čistírenských kalů na amonifikaci a nitrifikaci" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10. dubna. 2013

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. Ing. Karlu Voříškovi, CSc. za odborné vedení a pomoc při zpracování bakalářské práce i při práci v laboratoři.

Dále děkuji RNDr. Svatoslavě Strnadové za pomoc při práci v laboratoři a při vyhodnocování výsledků.

Vliv čistírenských kalů na amonifikaci a nitrifikaci

The influence of sewage sludges on ammonification and nitrification

Souhrn

Tato bakalářská práce Vliv čistírenských kalů na amonifikaci a nitrifikaci se zabývá problematikou aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu. Je rozdělena na část teoretickou a praktickou.

Teoretická část zahrnuje literární rešerši. Hlavní témata rešerše jsou půda a její význam pro organismy, dusík - jeho formy vyskytující se v půdě a koloběh dusíku, dusíkatá hnojiva, organická hnojiva a popis nejdůležitějších organických hnojiv aplikovaných na půdu a čistírenské kaly, jejich produkce, složení, zpracování a aplikace na zemědělskou půdu.

V praktické části jsou zpracovány výsledky z práce v laboratoři. Byly použity dva testy - nitrifikační test, který hodnotí obsah dusičnanů pomocí iontově selektivní elektrody a test amonifikační, který hodnotí obsah amonných iontů titračně.

Klíčová slova: půda, amonifikace, nitrifikace, organické hnojení, čistírenské kaly

Summary

This bachelor thesis The influence of sewage sludges on ammonification and nitrification deals with problems of application of sewage sludges on agricultural land. It is divided into theoretical and practical part.

The theoretical part includes literature overview. Main research topics are soil and its importance for organisms, nitrogen - its forms occurring in the soil and nitrogen cycle, nitrogen fertilizers, organic fertilizers and description of the most important organic fertilizers applied to the soil and sewage sludges, their production, composition, processing and applications to agricultural soil.

In the practical part are processed results of laboratory work. There were used two tests - nitrification, which assesses nitrate by using an ion selective electrode and ammonification, which assesses content of ammonium ions by titration.

Keywords: soil, ammonification, nitrification, organic fertilization, sewage sludges

Obsah

1 Úvod.....	7
2 Cíl práce.....	8
2.1 Hypotéza.....	8
2.2 Cíl práce.....	8
3 Literární rešerše.....	9
3.1 Půda.....	9
3.2 Dusík.....	10
3.2.1 Dusíkatá hnojiva.....	10
3.2.2 Formy dusíku.....	10
3.2.2.1 Výskyt a zastoupení dusíku v půdě.....	11
3.2.3 Vliv dusíku na vegetaci.....	12
3.2.4 Koloběh dusíku.....	13
3.2.4.1 Amonifikace.....	13
3.2.4.2 Nitrifikace.....	15
3.2.4.3 Denitrifikace.....	16
3.2.4.4 Fixace vzdušného dusíku.....	17
3.2.4.5 Imobilizace.....	17
3.3 Organické hnojení.....	19
3.3.1 Organická hnojiva.....	19
3.3.1.1 Hnůj.....	19
3.3.1.2 Kejda.....	19
3.3.1.3 Močůvka.....	20
3.3.1.4 Silážní šťávy.....	20
3.3.1.5 Ostatní organická hnojiva.....	21
3.4 Čistírenské kaly.....	23
3.4.1 Produkce čistírenských kalů v EU.....	25
3.4.2 Složení čistírenských kalů.....	25
3.4.2.1 Voda.....	25
3.4.2.2 Organické látky.....	26
3.4.2.3 Obsah živin.....	26
3.4.2.4 Nežádoucí příměsi (Nerudová, 1978).....	26
3.4.3 Zpracování kalů.....	27
3.4.4 Stanovení dávky kalu.....	27
3.4.5 Aplikace kalů na zemědělskou půdu.....	28

4	Materiál a metody	30
4.1	Odběr vzorků.....	30
4.1.1	Demonstrační pole - osevní postup.....	30
4.2	Vlastní stanovení nitrifikace.....	31
4.2.1	Použité chemikálie	31
4.2.2	Postup práce	31
4.3	Vlastní stanovení amonifikace	33
4.3.1	Použité chemikálie	33
4.3.2	Postup práce	33
5	Výsledky	35
5.1	Nitrifikace	35
5.1.1	Aktuální obsah nitrátů.....	35
5.1.2	Nitrifikace - inkubovaná kontrola.....	35
5.1.3	Nitrifikace potenciální	36
5.2	Amonifikace	36
5.2.1	Aktuální obsah amonných iontů	36
5.2.2	Amonifikace inkubovaná kontrola.....	36
5.2.3	Amonifikace potenciální s přidavkem peptonu	37
5.2.4	Amonifikace potenciální s přidavkem dusíku a glukózy.....	37
6	Diskuze	38
6.1	Aktuální obsah nitrátů.....	38
6.2	Nitrifikace - inkubovaná kontrola	38
6.3	Nitrifikace potenciální	38
6.4	Aktuální obsah amonných iontů.....	39
6.5	Amonifikace - inkubovaná kontrola.....	39
6.6	Amonifikace potenciální s přidavkem peptonu.....	39
6.7	Amonifikace potenciální s přidavkem dusíku a glukózy	40
7	Závěr.....	41
8	Seznam literatury	42

1 Úvod

Vznik čistírenských kalů je nevyhnutelný v procesu čištění odpadních vod. Hlavním úkolem je zajistit jejich bezpečnou likvidaci, která žádným způsobem neohrozí životní prostředí. Možnostmi likvidace kalů jsou kompostování, spalování a aplikace na zemědělskou půdu. Aplikace kalů je velmi výhodná jak pro odběratele, tak i pro dodavatele kalu. V posledních letech navíc dochází k omezování používání minerálních hnojiv a vápenatých hmot a vzhledem ke klesajícímu počtu hospodářských zvířat klesá také produkce statkového hnoje.

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (Trávník, 2010) založil již roku 1999 dlouhodobý výzkum, který by měl prokázat možnost nahrazení minerálních hnojiv hnojivou organickými, a to především kaly z čistíren odpadních vod. Z výsledků z let 1997 - 2007 je patrné, že výnosový efekt čistírenských kalů je srovnatelný s chlévským hnojem.

V České republice je ročně vyprodukováno asi 176 000 t sušiny čistírenských kalů (Sirotková, 2010), z toho je cca 45 % aplikováno na zemědělskou půdu (Anonym, 2010). To je asi o 10 % více, než je průměr v Evropské unii. V současnosti je snaha toto procento zvýšit a předpokládá se, že by v budoucnosti mohlo být v zemědělství využíváno až 55 % vyprodukovaných kalů.

2 Cíl práce

2.1 Hypotéza

Dlouhodobá aplikace organické hmoty (čistírenské kaly, hnůj) změni amonifikační a nitrifikační aktivitu půdních mikroorganismů.

2.2 Cíl práce

Vyhodnotit aktuální a potenciální amonifikační a nitrifikační aktivitu mikroorganismů v půdě po dlouhodobé aplikaci čistírenských kalů a hnoje v porovnání s kontrolní nehnojenou variantou. Hlavním cílem práce, vzhledem k časovým možnostem, je seznámení se metodikami a potupy.

3 Literární rešerše

3.1 Půda

Půda je neobnovitelný přírodní zdroj a základ pro fungování zemědělství. Vytváří prostředí pro živé organismy, které zde interagují s horninami a minerály (geosféra), vodou (hydrosféra), atmosférou a mrtvou organickou hmotou (detritosféra). Je klíčová v koloběhu biologicky nezbytných složek - vzduchu, vody a biogenních prvků, ale zároveň i nežádoucích, resp. škodlivých látek. Svými vlastnostmi je dle Holobradého a Ilky (1997) částečně schopná se podílet na odbourávání nebo imobilizaci kontaminantů.

Organická hmota v půdě (Mikula, 1998) je tvořena primární organickou hmotou (nehumusovými látkami doposud nerozloženými), složkami rostlinnými (včetně řas, sinic, hub, mechů a lišejníků), živočišnými (bezobratlí a obratlovců), mikrobiálními (bakterie, houby a další mikroorganismy) a jejich exkrementy (exudáty kořenů rostlin, enzymy mikroorganismů, exkrementy živočichů) a humusem jako výsledkem rozkladných procesů s navazujícími reakcemi syntetickými, polymeračními a kondenzačními.

Paul (2007) definoval půdní biotop jako souhrn živých organismů obývajících půdu, zahrnující rostliny, živočichy a mikroorganismy a abiotické prostředí ve kterém žijí. Z mnoha studií vyplývá, že půdní organická hmota příznivě ovlivňuje fyzikální a chemické vlastnosti půdy, je základním faktorem půdní úrodnosti a je podmínkou existence půdní bioty. Půdní organická hmota (Kubát a kol., 2008) má příznivý účinek na produktivitu půdy. Závisí na půdních a klimatických podmínkách, pěstovaných plodinách (osevním postupu) a na systému zpracování půdy a hnojení. Půdy dobře zásobené půdní organickou hmotou mají vyšší schopnost vyrovnávat se s výkyvy počasí, nebo jiných biotických i abiotických faktorů.

Půdně ekologické podmínky (Mikula, 1998) střední Evropy jsou charakteristické celkově nízkým obsahem humusu. V České republice 63,4 % výměry orné půdy obsahuje 2,0 - 2,9 % humusu, 21,5 % výměry 1,01 - 1,9 %, 14,1 % výměry 3,0 - 5,0 % a necelé 1 % výměry obsahuje nad 5 %. Podle Škardy (1986, 1988a) z dlouhodobých pokusů u nás však vyplývá, že půda s nízkým obsahem humusu může být velmi úrodná a půda s velkým obsahem humusu naopak může mít nízkou úrodnost.

3.2 Dusík

Dusík je jednou z hlavních živin nezbytných pro život na Zemi. Je součástí bílkovin, kyselin ribonukleové a deoxyribonukleové, chlorofylu, chitinu a mnoha dalších látek. Dusík (Bohm, 1985) byl přímo či nepřímo studován již po staletí a dodnes zůstává nejvíce zkoumaným prvkem v půdní chemii i mikrobiologii.

3.2.1 Dusíkatá hnojiva

Dusíkatá hnojiva (Morot-Gaudry and Touraine, 2001) jsou používána již více než 150 let. Od druhé poloviny minulého století si lidé začali uvědomovat mimořádný význam tohoto biogenního prvku pro produkci potravin a snažili se zabývat možnostmi zlepšení dusíkaté výživy pěstovaných plodin, a tím i zvyšování jejich úrody, použitím dusíkatých hnojiv. Takto zasahovali do složitého koloběhu dusíku v půdě a zároveň si začali uvědomovat i některé negativní důsledky použití dusíkatých hnojiv.

Významný pokrok při poznávání přeměn dusíku v půdě zabezpečili především půdní mikrobiologové, kteří dokázali, že přeměny dusíku v půdě jsou výsledkem především aktivity půdní mikroflóry. Impulzem pro rozsáhlejší výzkum bylo zjištění, že přeměny dusíku v půdě mohou být primární příčinou mnohých doprovodných ekologických, nutričních i ekonomických problémů.

3.2.2 Formy dusíku

Dusík (Bielek, 1984) zaujímá čtvrté místo mezi makrobiogenními prvky, hned po uhlíku, vodíku a kyslíku. Patří k nejvýznamnějším živinám, a to nejen pro rostliny, ale i pro všechny živé organismy, včetně půdních mikroorganismů. Celkové množství dusíku (Ryers and Branson, 1973) na naší planetě se odhaduje na $2,170 \cdot 10^{17}$ t.

Ke zdrojům organického dusíku v půdě patří biomasa mikrobů, metabolity organismů žijících v půdě, rostlinné a živočišné zbytky. Množství dusíku vázaného v rostlinné biomase je závislé na typu vegetace, podnebí a dostupnosti půdního dusíku. Zásoby anorganického půdního dusíku jsou obvykle malé.

Větší zásobárny dusíku (Bielek, 1984) mají tendenci být méně reaktivní a malé zásobárny jsou obvykle více dynamické. Například zásoby vzdušného dusíku N_2 jsou větší zásobárnou a mají střední dobu zdržení řádově tisíce až miliony let. Dusík v rostlinné biomase se otáčí každoročně, zatímco anorganické zásoby dusíku jsou dynamičtější a otáčejí se více než jednou denně.

3.2.2.1 Výskyt a zastoupení dusíku v půdě

Obsah celkového dusíku v půdě se často uvádí ve spojení s obsahem humusu v půdě nebo s obsahem oxidovatelného uhlíku jako poměr C:N.

V přirozeném ekosystému (Stevenson, 1965) se obsah dusíku udržuje na relativně ustálené hladině vyplývající z klimatu, typu vegetace, fyzikálně-chemických vlastností půd, povahy terénu a aktivity mikroflóry a mikrofauny. Každá změna vlastností prostředí vede k nové hladině půdního dusíku, a proto je obsah dusíku v každé půdě jiný, a to nejen v povrchové vrstvě, ale i v půdním profilu.

Podle Stevensona (1965) je aktuální obsah dusíku v povrchových vrstvách pedosféry velmi různorodý, a to od méně než 0,1 % v půdách s nízkým obsahem humusu až po více než 2 % v půdách s vysokým obsahem organické hmoty.

3.2.2.1.1 Půdní organický dusík

Dusík v půdě (Dommergues and Mangenot, 1970) je asi z 95 % vázán v široké škále organických sloučenin. Z těchto sloučenin pouze asi polovina může být spolehlivě identifikována. Přirozeně se vyskytující organické sloučeniny dusíku izolované z půdy zahrnují proteiny a polypeptidy (asi 24 - 25 % organického dusíku), nukleové kyseliny (3 - 10 %), aminosacharidy (5 - 10 %) a asi 50 % tzv. neidentifikovatelné humusové látky.

Podle schopnosti podléhat mineralizaci je možné půdní organický dusík rozdělit na dusík hydrolyzovatelný a nehydrolyzovatelný. Nehydrolyzovatelný organický dusík jen těžko podléhá rozkladu a reprezentuje převážnou většinu organického dusíku v půdě. Hydrolyzovatelné formy se dělí na lehce a těžce hydrolyzovatelné.

3.2.2.1.2 Půdní anorganický dusík

Zásoby anorganického dusíku v půdě jsou obvykle malé ve srovnání se zásobami organického dusíku. Na rozdíl od něj jsou ale důležité anorganické formy dusíku v půdním ekosystému dobře charakterizovány, zejména proto, že mnoho z nich je možno snadno oddělit a změřit. Hlavní formy anorganického dusíku v půdě jsou amoniakální (NH_4^+) a dusičnanový (NO_3^-), přechodně za určitých podmínek se jako meziprodukty většiny přeměn dusíku v půdě vyskytují dusitanový dusík (NO_2^-) a oxidy dusíku (N_2O , NO , NO_2), dalšími méně důležitými meziprodukty jsou například hydroxylamin (NH_2OH) nebo nitramid ($\text{N}_2\text{H}_2\text{O}_2$).

Množství dusíku v půdě v průběhu roku značně kolísá vlivem přírodních i antropických faktorů. Všeobecně se uvádí kolísání od 20 - 30 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ do 110 - 120 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Kulakovská, 1982). Nejnižší hodnoty jsou naměřeny v zimním období (do 10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Ve vegetačním období od jara do podzimu se nejčastěji vyskytují dvě maxima a jedno

minimum. Velmi výrazné je jarní maximum s obsahem dusíku někdy až na úrovni 40 - 60 mg.kg⁻¹. Minimum se váže na jarní měsíce. Podzimní minimum je obvykle nižší než jarní a utváří se zejména v době dozrávání plodin, respektive po jejich sklizni.

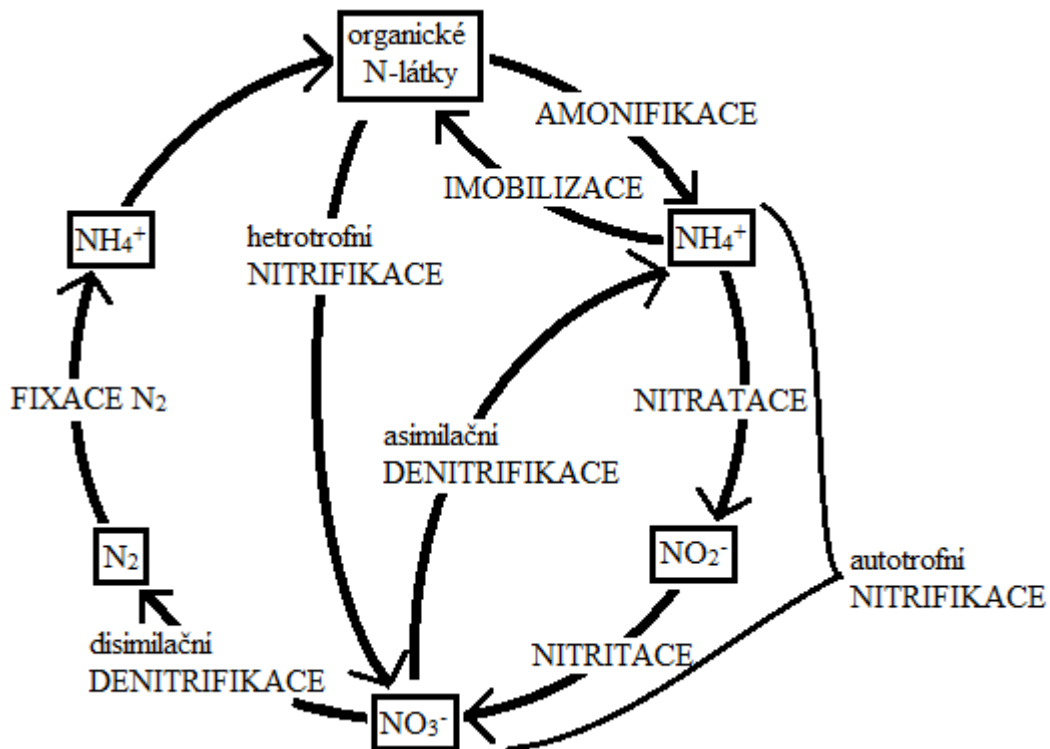
3.2.3 Vliv dusíku na vegetaci

Rostliny (Brady and Weil, 1999) přijímají dusík převážně ve formě nitrátů a amonných solí. Rostliny přijatý minerální dusík přeměňují na organické dusíkaté sloučeniny. Dusík je také významnou součástí chlorofylu (C₅₅H₇₂O₅N₄Mg - chlorofyl a).

Při nedostatku dusíku (Anonym, 2004) od počátku vegetace je významně omezena tvorba stavebních a funkčních bílkovin, což omezuje růst rostlin a tvorbu všech podstatných orgánů rostlin. Nedostatek dusíku snižuje tvorbu chlorofylu a zapříčiňuje světlejší žlutozelené zbarvení rostlin (chloróza - blednička). Při delším nedostatku (Brady and Weil, 1999) je dusík odbouráván ze starších listů a dodáván do nejnovějších listů ve snaze zachovat vegetační vrchol. Starší listy nejprve zežloutne, začne předčasně stárnout a následně opadá.

Nadbytek dusíku (Brady and Weil, 1999) způsobuje nadměrný růst rostlin a rostlinné buňky jsou sice zvětšené, ale relativně slabé a náchylné na polehávání po prudkém dešti nebo větru. Výnosy plodin mohou být sice vyšší, ale nízké kvality. Velmi citlivé na nadbytek dusíku v raných fázích vegetace jsou některé drobnosemenné zeleniny, například květák, brukev a salát.

3.2.4 Koloběh dusíku



3.2.4.1 Amonifikace

Amonifikace je rozklad organického materiálu mikroorganismy, doprovázený uvolňováním minerálního dusíku ve formě amoniaku (amonného iontu). Amonifikační mikroflóra je velmi početná a druhově různorodá a zahrnuje druhy aerobních a anaerobních bakterií, plísní i aktinomycet (Dommengues and Mangenot, 1970). Jedná se o tak bohatou a pestrou skupinu mikroorganismů (Bielek, 1984), že amonifikace může probíhat prakticky všude. Tím se stává nejuniverzálnějším procesem transformace dusíku v půdě. Na rozdíl od například nitrifikační mikroflóry se vyskytuje i v půdách s velmi slabou biologickou aktivitou, například v půdách pouští. To svědčí o značné univerzálnosti a přizpůsobivosti amonifikační mikroflóry k podmínkám prostředí. Amonifikační mikroflóra je polyfágní, což jí umožňuje využívat a rozkládat nejrůznější organické látky. Jedná se především o humus, rostlinné zbytky, odumřelá těla mikroorganismů i dusíkaté látky organických hnojiv.

Uvolňování amoniaku z rozkládané organické hmoty nastává důsledkem schopnosti amonifikační mikroflóry na jednotku uhlíku zabudovávat do svého těla jen určité množství dusíku a každý jeho nadbytek uvolňovat do prostředí. Proto se v uvedené souvislosti považuje za rozhodující poměr C:N v rozkládané organické hmotě. Čím je v rozkládané hmotě více celkového dusíku, tím více amoniaku se uvolňuje. Vysoký obsah uhlíku ale na druhou stranu

způsobuje, že uvolňovaný dusík se spotřebovává a váže na mikrobiální těla. Za optimální hranici se uvádějí poměry C:N 20 - 25:1.

Intenzita rozkladu závisí na mnoha podmínkách. Jsou to například obsah dusíku v rozkládané organické hmotě a její odolnosti vůči destrukci - rostlinné proteiny se rozkládají pomaleji než živočišné, močovina se rozkládá velmi rychle (několik dní) a poločas rozkladu huminových kyselin i v příznivých podmínkách trvá několik měsíců až tisíce let. Dále intenzita každého mikrobiálního procesu závisí také na vlivu prostředí.

Iljatinov (1976) porovnával intenzitu mineralizace uhlíku a dusíku v navlhčených půdách a v půdách zatopených vodou. Dospěl k názoru, že intenzita amonifikace je nižší v půdě navlhčené, než v půdě převlhčené, naopak od intenzity mineralizace uhlíku. Je proto výhodná nižší vlhkost při rozkladu látek s širším poměrem C:N, protože je intenzivně odbouráván vysoký obsah uhlíku. Tím se poměr C:N zužuje a vlastní proces uvolňování amoniaku nastává poměrně rychle od začátku rozkladu. Mineralizační procesy také velmi výrazně reagují na střídání suchého a vlhkého období. Vysoušení aktivuje amonifikaci v následném vlhkém období a to se projeví dosažením vyššího výnosu. Podle Nikitina (1973) uměle vyvolané změny vlhkosti zvýšily výnosy průměrně až o 41 %. Důležitá je délka suchého období před navlhčením a existuje dokonce i přímá úměrnost mezi délkou suchého období a vzrůstem amonifikace po navlhčení.

Neméně důležitou vlastností prostředí je aerace. Amonifikační procesy jsou tolerantní k nedostatku kyslíku, ale dlouhodobá absence kyslíku vede k hromadění různých meziproductů rozkladu, z nichž některé mohou být toxické vůči rostlinám i amonifikační mikroflóře. Po obnovení aerace ale velmi rychle dochází k regeneraci prostředí.

Dalším důležitým faktorem je teplotní faktor. Za optimální se považuje teplota 28 °C až 30 °C, amonifikace ale probíhá i při podstatně nižších teplotách. Podle Standforda a Smitha (1978) je mezi teplotou v rozmezí 5 - 35 °C a amonifikací v podstatě lineární vztah a při poklesu teploty o 10 °C intenzita amonifikace klesne asi o 50 %. Periodické změny teploty, podobně jako periodické změny vlhkosti, zvyšují amonifikační aktivitu v půdě.

Výchozím materiálem pro amonifikaci jsou především proteiny. Jejich destrukce začíná rozložením (hydrolýzou) složité bílkovinné molekuly na peptony a polypeptidy. Následuje další hydrolýza a uvolňování aminokyselin za účasti katalyticky působících peptidáz. Třetí etapou je v podstatě biochemická deaminace, která uvolňuje amoniak a ketokyseliny. Pokud probíhá amonifikace v aerobních podmínkách, potom jsou konečným produktem oxid uhličitý, voda a amoniak. Při nedostatečné aeraci se kromě amoniaku a oxidu

uhličitého uvolňují také například sirovodík, merkaptany, organické kyseliny, uhlovodíky, aminy, indol, skatol a další látky, z nichž mnohé jsou toxické.

3.2.4.2 Nitrifikace

Nitrifikace (Bielek, 1984) je biochemický proces, při kterém dochází k přeměně amoniaku nebo amonných solí (autotrofní nitrifikace), případně i organických dusíkatých látek (heterotrofní nitrifikace), na dusičnany, s přechodným uvolňováním dusitanů. Během oxidace dusíkatých sloučenin (Šimek, 2000) jsou produkovány ionty vodíku (H^+) a to může vést k okyselení půdy. Uvedené procesy jsou výsledkem činnosti tzv. nitrifikačních bakterií, které patří do čeledi Nitrobacteraceae, která se skládá ze dvou hlavních skupin - nitritačních a nitratačních bakterií.

3.2.4.2.1 Autotrofní nitrifikace

Autotrofní nitrifikaci (Bielek, 1984) lze rozlišit na dva základní stupně. Prvním je nitritace - oxidace amoniaku na dusitany a druhý nitratice - oxidace pokračuje až na dusičnany. Nitritaci vykonává nitrifikační mikroflóra reprezentovaná bakteriemi rodů *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus* a *Nitrosospira*. Nitratice vykonávají nitrifikační bakterie reprezentované především rodem *Nitrobacter*. Výsledkem obou stupňů je zisk energie - při nitritaci asi 276 KJ a při nitratice asi 73 KJ (Delvič, 1972), kterou tyto mikroorganismy využívají i k asimilaci oxidu uhličitého. Ačkoliv hlavními produkty autotrofní nitrifikace jsou dusitany a dusičnany, existuje stále více důkazů (Šimek 2000), že jako vedlejší produkty tyto bakterie produkují i některé plynné oxidy (NO a N_2O).

Nitrifikační proces je velmi citlivý na podmínky prostředí. Profesor Káš už v roce 1939 upozornil na závislost aktivity nitrifikační mikroflóry na půdní typ. Bielek (1982) uvedl, že se zvyšováním kvality a úrodnosti půd se zvyšuje i jejich schopnost nitrifikovat. Rozhodující význam má vodní a vzdušný režim. Ukázalo se, že intenzita nitrifikace je v podstatě přímo úměrná velikosti specifického povrchu strukturních agregátů, tedy aktivní plochy umožňující činnost nitrifikační mikroflóry.

Hlavním zdrojem autotrofní nitrifikace je amoniak (amonný iont). Čím je ho v půdě více, tím můžeme předpokládat intenzivnější nitrifikaci. Pokud je ho však v půdě příliš, může působit toxicky na nitratační mikroflóru a v důsledku toho může docházet k dočasnému hromadění dusitanů v půdě.

Prostředí s vysokým obsahem lehce rozložitelných, především dusíkatých organických látek, může mít negativní vliv na životaschopnost nitrifikační mikroflóry. Nitritační mikroflóra je na tyto látky citlivější než mikroflóra nitratační.

Důležitý vliv může mít také pH půdního roztoku. I když často není možné vymezit přesné optimální pH pro nitrifikační mikroflóru, protože je značně adaptabilní na podmínky, ukazuje se, že optimum se pohybuje v mírně alkalické oblasti. Proto aplikace dusíkatých hnojiv na kyselé půdy nezvyšuje intenzitu nitrifikace, tu lze na kyselých půdách zvýšit vápněním.

Dalším důležitým faktorem pro nitrifikaci je teplota. Optimální je asi 20 - 25 °C, při teplotách pod 0 °C můžeme předpokládat, že nitrifikace prakticky vůbec neprobíhá. Na nízké teploty je citlivější nitratační mikroflóra než nitritační.

K průběhu nitrifikace je důležitá také vlhkost. Podle Harmsena a Kolenbrandera (1965) proces nitrifikace začíná, když půda dosáhne vlhkosti 3 - 8 hmotnostních %. Vlhkostní optimum pro nitrifikační aktivitu není vždy stejné a pohybuje se v rozmezí 70 - 80 % MKK (maximální kapilární vodní kapacita). Nitrifikační mikroflóra je striktně aerobní, proto je v převlhčených podmínkách aktivita nitrifikace silně omezena vlivem nedostatku kyslíku.

Podle Moora a Waida (1971) také typ vegetace může mít nemalý vliv na intenzitu nitrifikace, především prostřednictvím kořenových exudátů. Dále může vegetace ovlivňovat některé limitující faktory, například travní porosty omezují aeraci a tím i nitrifikaci.

3.2.4.2.2 Heterotrofní nitrifikace

V letech 1926 - 1929 Mišustin a Nelson zjistili, že také některé heterotrofní bakterie a mikromycety jsou schopné uvolňovat do prostředí oxidovanou formu minerálního dusíku a oxidovat nejen amoniak a dusitan, ale i různé organické dusíkaté látky.

Oproti autotrofní nitrifikační mikroflóře nevyužívá heterotrofní tyto reakce jako jediný zdroj energie. Heterotrofní nitrifikační bakterie oxidují dusík s mnohem menší intenzitou než autotrofní. Heterotrofní nitrifikace může ale převažovat v lokalitách s nepříznivými podmínkami, například v kyselejších půdách. Důležitým faktorem může být také oxidačně redukční potenciál půd. V aerobních podmínkách se amoniak může oxidovat autotrofně i heterotrofně, ale při nízké aeraci jen heterotrofně.

3.2.4.3 Denitrifikace

Dle Káše (1964) se za denitrifikaci považuje rozklad dusičnanů bakteriemi až na volný molekulární dusík N_2 , který prchá do vzduchu, popřípadě z hlediska ztrát dusíku i jejich

rozklad na plynný N_2O . V širším slova smyslu se denitrifikací rozumí jakákoli redukce dusičnanů bez ohledu na to, postupuje-li jen na dusitany, oxidy dusíku, amoniak nebo až na molekulární dusík.

Většinou je denitrifikace (Šimek, 1998) považována za nežádoucí jev vzhledem k tomu, že se výrazně podílí na ztrátách dusíku z půdy a tím snižuje množství živin využitelných rostlinami a mikroorganismy. Dalším negativním aspektem denitrifikace je produkce oxidu dusného (N_2O), který patří mezi skleníkové plyny. Proto se hledají cesty pro selektivní potlačení denitrifikační aktivity v půdě.

K denitrifikačním mikroorganismům (Kuznecov, 1970) patří celá škála především bakterií, zejména rodů *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Bacillus* a *Micrococcus* a v naprosté většině se jedná o heterotrofní mikroorganismy. Existují však i autotrofní denitrifikační mikroorganismy, jako například *Thiobacillus denitrificans* nebo *Micrococcus denitrificans*.

3.2.4.4 Fixace vzdušného dusíku

Rostliny a živočichové (Leigh, 2002) nejsou schopni přijímat dusík ze vzduchu ve formě N_2 , a proto musí být dusík nejdříve fixován. Schopnost poutat vzdušný dusík má široká škála půdních bakterií, které absorbují vzdušný dusík a přemění ho na amoniak. Některé z těchto bakterií žijí volně v půdě, kde se živí neživým organickým materiálem a další druhy žijí v symbióze s houbami, kapradinami a vyššími rostlinami. Bakterie schopné fixovat vzdušný dusík se nazývají diazotrofní.

První, kdo izoloval bakterie z kořenových hlízek, byl roku 1888 holandský mikrobiolog Beijerinck a nazval je *Bacillus radicicola*. Dnes se pro ně používá, vedle dalších, především rodový název *Rhizobium*. Známa (Dendooven, 1990) je symbióza těchto bakterií s bobovitými rostlinami. Symbióza jiných než bobovitých rostlin je méně častá, ale známá je například symbióza mezi olší (*Alnus*) a aktinomycety rodu *Frankia*.

Bakterie žijící volně v půdě schopné poutat vzdušný dusík mohou být aerobní či anaerobní. Typickým zástupcem diazotrofních bakterií aerobních je *Azotobacter* a anaerobních *Clostridium*.

3.2.4.5 Imobilizace

V půdě rozlišujeme dva typy imobilizace (Bielek, 1984) - biologickou a nebiologickou. Biologická imobilizace je enzymatická přeměna minerálního dusíku do organických dusíkatých struktur a probíhá jako výsledek asimilace minerálního dusíku, a to jednak rostlinami, ale především půdní mikroflórou; charakteristickým rysem je nárůst

biomasy. Nebiologická imobilizace dusíku představuje neenzymatické mechanismy vazeb a přeměn minerálního (především amoniakálního) dusíku fixací na jílové minerály, organickou hmotu nebo jinými fyzikálně-chemickými reakcemi.

3.3 Organické hnojení

3.3.1 Organická hnojiva

Organická hnojiva (Škarda, 1978) jsou jedním z hlavních výrobních prostředků našeho zemědělství. Zajišťují nejen přísun organických látek do půdy, ale plní i další funkce - jsou zdrojem energie a uhlíku pro půdní mikroorganismy, chrání humus před rozkladem, mají příznivé vlastnosti na řadu fyzikálně-chemických vlastností půdy, jsou univerzální a obsahují všechny rostlinné živiny. V půdě zlepšují hospodaření s vodou, omezují působení vodní a větrné eroze v půdě, mohou působit na imobilizaci cizorodých prvků, zvyšují účinnost čistých živin z minerálních (průmyslových) hnojiv (Richter a Kubát, 2003).

3.3.1.1 Hnůj

Směs steliva, tuhých a tekutých výkalů hospodářských zvířat se zbytky krmiva tvoří chlévskou mrvu. Jejím zušlechtěním (skladování, fermentace) vzniká chlévský hnůj (Richter a Kubát, 2003). Dobře vyzrálý hnůj je tmavá a snadno rýpatelná hmota, na povrchu hnědočerná, ve spodních vrstvách nazelenalá, která při styku se vzduchem rychle černá a páchne slabě amoniakem.

O účinnosti hnoje rozhoduje především jeho kvalita. Ta je ovlivněna například druhem zvířat, jejich stářím, kmením, způsobem ustájení, množstvím a druhem steliva a počtem ustájených zvířat v roce. Ve většině případů je kvalita hnoje značně neuspokojivá. To je způsobeno především nesprávnou manipulací a skladováním. Po odklizení ze stáje je chlévská mrva skladována na stájovém hnojišti nebo polním hnojišti, až do termínu hnojení hnojem. Podle Škardy (1978) by při dodržení všech zásad uskladnění a ošetření neměly ztráty na hmotě skladované chlévské mrvy překročit 35 %.

Jako podestýlka se používá sláma, ale i rašelina, piliny nebo listí. Nejvhodnější je sláma řezaná na 15 - 20 cm, protože zvyšuje jímavost pro moč, zlevňuje manipulaci, snižuje potřebu slámy a zajišťuje rovnoměrné rozmetání hnoje po poli.

Hnojem (Škarda, 1978) se hnojí hlavně plodiny s delší vegetační dobou, které jsou náročné na plynulé dlouhodobé dodávání živin v pohotové formě. Jedná se zejména o okopaniny, jednoleté pícniny, olejniny a zeleninu.

3.3.1.2 Kejda

Richter a Kubát (2003) definují kejdu jako částečně zkvašenou směs tuhých a tekutých výkalů hospodářských zvířat a zbytků krmiv, s různým podílem technologické vody. Kvalitní

kejda skotu, prasat a drůbeže je vysoce hodnotné organicko - minerální hnojivo, spojující vlastnosti hnoje a živin z minerálních hnojiv a obohacující půdu o organické látky a živiny.

Množství a složení kejdy (Škarda, 1978) závisí především na obsahu vody, druhu zvířete a jeho stáří, obsahu sušiny v krmivu, množství vypité vody zvířetem, užitkovém zaměření, způsobu odklizení výkalů, ztrátách při skladování a dalších.

Živiny obsažené v půdě (Richter a Kubát, 2003) jsou pro rostliny snadno přístupné - dusík je z 50 - 60 % obsažen v amoniakální formě jako $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$. Velmi dobře je rostlinami využitelný organicky vázaný fosfor a labilní draslík, významný je i obsah síry, hořčíku a vápníku.

Dle Richtera a Kubáta (2003) je na rozdíl od chlévského hnoje účinek hnojení kejdou pouze dvouletý, a proto je vhodné hnojit kejdou ve dvouletých cyklech. Kejdou se hnojí hlavně plodiny s delší vegetační dobou, které jsou náročné na plynulé dlouhodobé dodávání živin v pohotové formě. Jedná se zejména o okopaniny, jednoleté i víceleté pícniny, trvalé louky, pastviny a zeleninu.

3.3.1.3 Močůvka

Močůvka je zkvašená moč ustájených hospodářských zvířat zředěná vodou (napájecí, splachovací, ale i dešťovou a povrchovou). Její přímé použití k aplikaci na zemědělskou půdu je stále nedostatečné, ačkoli se jedná o hodnotné dusíkato - draselné hnojivo (Richter a Kubát, 2003). Hlavní příčinou je nevyhovující skladovací kapacita jímek, nedostatek aplikační techniky a často i nezáměr o její účelné využití.

V močůvce se dusík vyskytuje ve formě kyseliny hipurové, močové a močoviny. V průběhu zkvašování moči se postupně tyto látky rozkládají až na amoniak. Ten je v močůvce obsažen z 85 %, pouze 10 % dusíku je vázáno na organické látky (Richter a Kubát, 2003). Ostatní živiny jsou v močůvce obsaženy v přijatelném stavu pro rostliny.

3.3.1.4 Silážní šťávy

Silážní šťávy vznikají jako odpad při silážování. Tvoří je hlavně buněčná šťáva, která se uvolňuje po odumření rostlinných buněk, voda, která vzniká rozkladem organických látek a voda, která se do siláže dostane - srážková, povrchová i podpovrchová. Obsah organických látek v sušině (Richter a Kubát, 2003; Škarda, 1978) se pohybuje kolem 85 - 90 % a pH 4,3 - 4,9 (vojtěška 6,3). Obsah dusíku v silážní šťávě činí v průměru 0,03 - 0,28 % N (vojtěška 0,98 % N). Asi polovina z celkového dusíku se vyskytuje v amonné formě. Z ostatních živin

je podstatný pouze obsah draslíku, který činí 0,1 - 0,4 % a množství zbývajících je zcela zanedbatelné.

Silážní šťávy (Richter a Kubát, 2003; Škarda, 1978) se aplikují pouze na neosetou půdu, alespoň 21 dní před setím nebo sázením a podle druhu půdy se hnojí v 3 - 5 letých cyklech. Na půdu jsou rozstříkovány mobilními prostředky a jejich aplikace musí být rovnoměrná. Ihned po rozmetání se musejí zapravit a dobře promísit s půdou, nejlépe orbou, diskovými branami, kombinátory aj.

3.3.1.5 Ostatní organická hnojiva

3.3.1.5.1 Sláma

Sláma je univerzální organické hnojivo, kterým řešíme nedostatek organických látek v půdě. Slámou (Škarda, 1978) je možné hnojit v různých kombinacích, například s minerálním hnojivem, kejdou, močůvkou, hnojem apod.

Chemické složení slámy závisí na druhu pěstované plodiny, úrovni hnojení a obsahu přístupných živin v půdě. Dle Procházkové (2001) sláma obsahuje v průměru asi 82 % organických látek, 0,45 % N a asi 1 % K₂O. Poměr C:N se pohybuje kolem 80:1 a pro optimální průběh mineralizace je třeba dodat potřebný dusík. Vyrovňovací dávka je asi 8 kg N na 1 t slámy.

Richter a Kubát (2003) uvádějí, že hnojení slámou nejlépe využívají plodiny, které jsou běžně hnojeny hnojem. Jsou to zejména silážní a krmné plodiny a ve vlhčích oblastech brambory a cukrovka.

3.3.1.5.2 Zelené hnojení

Zeleným hnojením rozumíme zoražování zelených rostlin, které byly na pozemku vypěstovány s cílem zvýšit obsah organických látek a živin v půdě (Richter a Kubát, 2003). Pro zelené hnojení jsou dle Kohouta (1992) vhodné plodiny s poměrně krátkou vegetační dobou, bohatým kořenovým systémem a schopností produkovat velké množství biomasy.

Jedná se o univerzální organické hnojivo (Richter a Kubát, 2003), kterým lze až z 50 % nahradit chlévský hnůj a dodat do půdy velké množství snadno rozložitelných organických látek.

Využíváním zeleného hnojení (Procházková, 2001) jako hlavní plodiny dochází ke ztrátě výnosu tržní plodiny, a proto se tento postup volí především při rekultivaci, zakládání vinic a chmelnic. Používají se luskovinoobilní směsky (například oves-vikev, oves-pelouška) a lupina s brukvovitými (hořčice bílá).

Meziplodiny se pěstují v meziporostním období hlavních plodin. Mezi druhy meziplodin vhodných pro zelené hnojení (Procházková, 2001) patří například hořčice bílá, ředkev jarní, řepka jarní, slunečnice roční, světlice barvířská, lupina bílá a mnoho dalších.

3.4 Čistírenské kaly

Čistírenský kal je vedlejším produktem procesu čištění odpadních vod, který je stabilizovaný fyzikálně chemickými a/nebo biologickými procesy (Gergeľová, 2008). Podle §32 zákona č. 185/2001 Sb. o odpadech se kalem rozumí:

- 1) 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,
- 2) kal ze septiků a jiných podobných zařízení,
- 3) kal z čistíren odpadních vod výše neuvedených.

Upraveným kalem se rozumí 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.

Povinnosti spojené s používáním kalů udává §33 zákona č. 185/2001 Sb. o odpadech:

- 1) Právnícká osoba a fyzická osoba, která užívá půdu, je povinna používat pouze upravené kaly s ohledem na nutriční potřeby rostlin, za podmínek stanovených tímto zákonem a prováděcím právním předpisem a v souladu s programem použití kalů stanoveným původcem kalů tak, aby použitím kalů nebyla zhoršena kvalita půdy a kvalita povrchových a podzemních vod.
- 2) Původce kalů je povinen stanovit program použití kalů a v tomto programu doložit splnění podmínek použití kalů stanovených tímto zákonem a prováděcím právním předpisem. Program použití kalů je povinen předat osobě uvedené v odstavci 1.
- 3) Použití kalů je zakázáno
 - a) na zemědělské půdě, která je součástí chráněných území přírody a krajiny podle zvláštního právního předpisu,
 - b) na lesních porostních půdách běžně využívaných klasickou lesní pěstební činností,
 - c) v pásmu ochrany vodních zdrojů, na zamokřených a zaplavovaných půdách,
 - d) na trvalých travních porostech a travních porostech na orné půdě v průběhu vegetačního období až do poslední seče,
 - e) v intenzivních plodících ovocných výsadbách,
 - f) na pozemcích využívaných k pěstování polních zelenin v roce jejich pěstování a v roce předcházejícím,

- g) v průběhu vegetace při pěstování píce, kukuřice a při pěstování cukrové řepy s využitím chrástu ke krmení,
 - h) jestliže z půdních rozborů vyplyne, že obsah vybraných rizikových látek v průměrném vzorku překračuje jednu z hodnot stanovených v prováděcím právním předpisu,
 - i) na půdách s hodnotou výměnné půdní reakce nižší než pH 5,6,
 - j) na plochách, které jsou využívány k rekreaci a sportu a veřejně přístupných prostranstvích nebo
 - k) jestliže kaly nespĺňují mikrobiologická kritéria daná prováděcím právním předpisem. Použití mikrobiálně kontaminovaných kalů může být provedeno pouze po prokázané hygienizaci kalů.
- 4) Ministerstvo ve spolupráci s Ministerstvem zemědělství a Ministerstvem zdravotnictví stanoví vyhláškou
- a) technické podmínky použití upravených kalů na zemědělské půdě,
 - b) mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek v půdě,
 - c) mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů, které mohou být přidány do zemědělské půdy za 10 let,
 - d) mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek v kalech pro použití na zemědělské půdě,
 - e) mikrobiologická kritéria pro použití kalů,
 - f) postupy analýzy kalů a půdy, včetně metod odběru vzorků,
 - g) obsah programu použití kalů.

Vyhláškou Ministerstva životního prostředí č. 381/2001 Sb., kterou se stanoví Katalog odpadů, jsou kaly zařazeny do skupiny 19 (Odpady ze zařízení na zpracování (využívání a odstraňování) odpadu, z čistíren odpadních vod pro čištění těchto vod mimo místo jejich vzniku a z výroby vody pro spotřebu lidí a vody pro průmyslové účely) a podskupiny 19 08 (Odpady z čistíren odpadních vod jinde neuvedené) a následně rozděleny na Kaly z čištění odpadních vod (číselný kód 19 08 05), Kaly z biologického čištění průmyslových odpadních vod obsahující nebezpečné látky (19 08 11*¹), Kaly z biologického čištění průmyslových odpadních vod neuvedené pod číslem 19 08 11 (19 08 12), Kaly z jiných způsobů čištění průmyslových odpadních vod obsahující nebezpečné látky (19 08 13*), Kaly z jiných způsobů čištění průmyslových odpadních vod neuvedené pod číslem 19 08 13 (19 08 14).

¹ * - označení pro nebezpečný odpad

3.4.1 Produkce čistírenských kalů v EU

Podle údajů publikovaných Evropskou komisí (Anonym, 2010) je v Evropské unii vyprodukováno asi 10 milionů tun čistírenských kalů - nejvíce v Německu (2 059 351 t), Velké Británii (1 544 919 t), Itálii (1 070 080 t), Španělsku (1 064 972 t) a Francii (910 255 t). V České republice je vyprodukováno asi 176 000 t čistírenských kalů (Sirotková, 2010). Z toho je průměrně 37 % (kolem 3,6 milionu tun) je následně použito v zemědělství. Podíl kalů aplikovaných na zemědělskou půdu se významně liší v jednotlivých členských státech. Zatímco například ve Velké Británii, Francii, a Belgii (Region Valonsko) je 50 % a více vyprodukovaných čistírenských kalů aplikováno na zemědělskou půdu, v některých členských státech jako je například Finsko a Belgie (Region Vlámsko) je aplikováno méně než 5 % a například v Rumunsku nebo Slovensku nejsou čistírenské kaly na zemědělskou půdu aplikovány vůbec. Z dat získaných v roce 2004 je v České republice asi 45 % vyprodukovaných čistírenských kalů aplikováno na zemědělskou půdu a asi 28 % skládkováno.

Podíl kalů aplikovaných na půdu se v posledních letech dramaticky změnil. V některých členských státech (například Francie, Velká Británie aj.) zvyšují podíl kalů aplikovaných na půdu, v jiných zemích (například Nizozemí, Německo aj.) je aplikace na zemědělskou půdu zakázána nebo omezená z důvodu rostoucích obav veřejnosti o bezpečnost.

Mezi možnosti zpracování čistírenských kalů patří kromě aplikace na zemědělskou půdu také skládkování a spalování (např. Belgii více než 70 %, Nizozemí 60 %). Skládkování kalů by mělo být v budoucnosti zakázáno.

3.4.2 Složení čistírenských kalů

Čistírenský kal (Raclavská, 2007) je směsí inertních organických látek (živých a mrtvých buněk mikroorganismů účastnících se čistírenských procesů - čištění vod, stabilizace kalu) a anorganické složky.

Složení čistírenských kalů je závislé na použité technologii čištění a kvalitě odpadních vod - množství a druhu průmyslových odpadních vod a životním stylem a disciplinovaností všech uživatelů kanalizační sítě.

3.4.2.1 Voda

Obsah vody v kalu značně kolísá. Obecně je možno říci (Petruš a Nechvátal, 1968), že obsah vody v kalu je tím větší, čím menší jsou jeho částice kalové sušiny a čím více

organických látek obsahují. Obsah vody v odvodněném kalu (Nerudová, 1978) je velmi důležitý pro vlastní aplikaci kalu do půdy. Odvodněný kal, který není úplně vyschlý, je snadno rozpojitelný. Přeschlý kal je velmi kompaktní a vyžaduje před aplikací rozdrčení, čímž vznikají další náklady a provozní problémy.

V kalu (Nerudová, 1978) je obsažena voda volná, vyskytující se v nekapilárních mezerách mezi částicemi kalu, kapilárně vázaná voda, vyplňující kapilární prostory, koloidně vázaná voda, poutaná na povrchu částic a voda vázaná v buněčné hmotě.

3.4.2.2 Organické látky

Obsah organických látek v kalech z čistíren odpadních vod se stává předmětem značného zájmu z hlediska jejich dalšího využití. Nerudová (1978) uvádí, že v kalech z kalových polí je v sušině obsaženo asi 30 - 35 % organických látek. Obsah organického uhlíku z různých čistíren byl zjištěn 107 - 190 mg C na 1 g sušiny, tj. obsah humusu 17,33 - 32,84 %. Vysoký obsah organické hmoty a příznivý poměr C:N, který je v průměru 18:1 (Holobradý a Ilka, 1997), jsou rozhodující pro využití čistírenských kalů jako hnojiva.

3.4.2.3 Obsah živin

Základní živiny NPK jsou více obsaženy v tekutém kalu než v odvodněném z důvodu vyplavování živin z kalu spolu s kalovou vodou. V sušině kalu (Nerudová, 1978) se nachází 1 - 2 % celkového N, 0,07 - 1,78 % celkového P, 0,38 - 0,40 % celkového K, 1,38 - 4,48 % celkového Mg a 3,87 - 6,30 % celkového Ca.

3.4.2.4 Nežádoucí příměsi (Nerudová, 1978)

Mezi nežádoucí příměsi z hlediska zemědělské výroby patří zejména těžké kovy a některé další prvky, jestliže jejich obsah překračuje kritické hodnoty škodlivosti, dále minerální oleje a jiné balastní materiály, jako jsou písek, zbytky plastických hmot apod.

Těžké kovy se dostávají do kalů převážně z průmyslových odpadních vod. Pro aplikaci v zemědělství je třeba v kalech sledovat obsah zinku, niklu, chromu, olova, kadmia, rtuti, molybdenu, arsenu, selenu a boru. Zvláštní pozornost je třeba věnovat obsahu kadmia, olova a rtuti.

Další nežádoucí příměsí kalů jsou minerální oleje (látky ropného původu), tj. uhlovodíky, které se v průběhu čištění nerozkládají a tuky, tj. glyceridy mastných kyselin, které se ale na rozdíl od olejů v průběhu čištění rozkládají a podílejí na tvorbě bioplynu. Minerální oleje v kalu působí nepříznivě na rozpad kalů v půdě a v půdním prostředí působí

jako mykoidní jedy. Nepříznivý vliv mají také na fyzikální vlastnosti odvodněného kalu. Hrudky takového kalu jsou kompaktní a může trvat i několik let, než se rozpadnou a smísí s půdou. Čím lehčí jsou půdy, tím delší je doba jejich rozpadu.

V poslední době (Sirotková, 2010) je věnována velká pozornost novým látkám, vyskytujícím se v odpadních vodách a následně i v kalech. Jedná se o tzv. PPCP (Pharmaceuticals and Personal Care Products), které zahrnují léky, kosmetické přípravky, prací a čisticí prostředky, přípravky osobní hygieny a další. CeHO (Centrum pro hospodaření s odpady) ve spolupráci s VÚV T.G.M. (Výzkumný ústav vodohospodářský Tomáše G. Masaryka), v.v.i. se v současné době zabývá obsahem reziduí léčiv v čistírenských kalech a získáním informací o vybraných reziduích. Pro tento výzkum byly vybrány látky s estrogením účinkem (ethinylestradiol, estradiol, estron), antibiotika (především fluoroguinolony) a 4 - nonylfenol (zástupce PPCP - metabolit surfaktantů). První vzorky kalů byly odebrané, za účelem získání informací o množství reziduí léčiv, již v roce 2009.

3.4.3 Zpracování kalů

Před aplikací kalu na půdu je třeba jej nejdříve zpracovat. Nejrozšířenější metodou zpracování kalů (Raclavská, 2007) je jejich anaerobní stabilizace, při níž dochází k přeměně většiny rozložitelných organických látek na bioplyn.

Před stabilizací je třeba kal nejdříve zahustit. Zahušťování probíhá v zahušťovacích nádržích. Mezi používané technologie zahušťování patří gravitační zahušťování, flotace, centrifugy a sítopásové lisy.

Zahuštěný kal je čerpán do vyhnívacích nádrží (anaerobní reaktory), kde probíhá anaerobní methanová fermentace. Teplota v nádrži je udržovaná na 38 °C. Následně je stabilizovaný kal zahušťován na sušinu 20 - 35 %

Na půdu je možné aplikovat jak tekutý, tak odvodněný kal. Tekuté kaly (Holobradý a Ilka, 1997) mají vyšší obsah celkového i minerálního dusíku oproti kalům odvodněným, které jsou charakteristické často vysokým obsahem organických látek.

Odvodňování kalů je další možností, jak snížit jeho objem a tím i cenu přepravy. Mezi používané technologie (Raclavská, 2007) na odvodňování kalů patří pásové lisy, odstředivky a kalolisy.

3.4.4 Stanovení dávky kalu

Pro stanovení správné dávky kalu je třeba brát v úvahu, jestli se jedná o kal v tekutém stavu, či kal odvodněný. Stanovení dávky pro aplikaci kalu v tekutém stavu vychází z obsahu

celkového dusíku. Optimální dávka kalu je taková, která pokryje potřeby plodiny pěstované v prvním roce po aplikaci, ale nezpůsobí uvolňování dusíku a jeho ztráty do spodiny.

Stanovení dávky kalu v odvodněném stavu vychází z obsahu organických látek a jejich potřeby jednotlivými plodinami v daném osevním postupu. Je třeba vzít v úvahu, že v prvním roce po aplikaci se uvolní asi 15 % organického dusíku, v druhém roce asi 5 % a ve třetím roce asi 4 %.

3.4.5 Aplikace kalů na zemědělskou půdu

Použití upravených kalů na zemědělské půdě upravuje § 1 vyhlášky č. 382/2001 Sb. - Technické podmínky použití upravených kalů na zemědělské půdě:

Upravené kaly lze 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 uvedenými v evidenčním listu využití kalů v zemědělství podle přílohy č. 1
- c) nesmí se použít více než 5 tun sušiny kalů na jeden hektar v průběhu 3 po sobě následujících let. Toto množství může být zvýšeno až na 10 tun sušiny kalů v průběhu 5 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 %.

Aby byla účinnost kalu v půdě co největší, je třeba, aby se na ornici nevytvořila souvislá vrstva kalu, ale byl v půdě dobře promísen. Je nutné opět brát v úvahu, zda

aplikujeme kal v tekutém, či odvodněném stavu. Odvodněný kal může tvořit hroudy s mazlavým jádrem, které se po zapracování do půdy běžnou orbou nebo podmítkou nerozmělní a je třeba je nechat přejít mrazem, aby se kompaktní kusy rozpadly. Tekutými kaly je vhodné hnojit pouze na pozemcích, které mají v době aplikace půdu kyprou, aby byl kal schopen rychle zasáknout.

4 Materiál a metody

4.1 Odběr vzorků

Ve stanovených termínech (podle vývoje vegetace) 19. dubna, 31. května a 29. září byly odebrány vzorky (kontrola - nehnojeno, základní dávka kalů, trojnásobná dávka kalů, hnůj – poloviční a základní dávka, NPK) z parcel osetých pšenicí dlouhodobého pokusu KAVR (Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin) na demonstračním poli ČZU v Suchdole. Odběr sondýrkou Ejkelkamp z profilu 0 - 20 cm, cca 6 vpichů na každé parcele. V laboratoři byly převedeny na jemnozem a uloženy při teplotě 3 - 6 °C cca 21 dní.

4.1.1 Demonstrační pole - osevní postup

Vzorky byly odebírány na demonstračním poli ČZU v Suchdole, kde probíhá dlouhodobý pokus katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin. Osevní postup je naznačen v tabulce 1. Okrajová část bez rotace je označena jako úhor.

Tabulka 1: Pokus: Suchdol - Stacionární osevní postup na poličku ČZU

parcels č.	JEČMEN	BRAMBORY	PŠENICE	ÚHOR
1	Kontrola	Kontrola	Kontrola	Kon
3	0	990 kg N/ha Kal 3	0	jako u 1. pole
4	0	330 kg N/ha v kalu	0	jako u 1. pole
5	0	330 kg N/ha Hnůj 1	0	jako u 1. pole
7	2x(55/2) kg N/ha	165 kg N/ha Hnůj 1/2	2x55 kg N/ha	jako u 1. pole
8	70 kg N /ha 30 kg P /ha 100 kg K /ha	120 kg N /ha 30 kg P /ha 100 kg K /ha	2x70 kg N /ha 30 kg P /ha 100 kg K /ha	jako u 1. pole

-----11 m-----11 m-----11 m-----2 m-----

I
5,5 m
I

4.2 Vlastní stanovení nitrifikace

Pro každý vzorek bylo založeno sledování aktuálního obsahu dusičnanů, inkubované kontroly a potenciální nitrifikace se síranem amonným. Kultivace 28 - 30 °C. Ve stanoveném intervalu se hodnotí obsah dusičnanů pomocí iontově selektivní elektrody.

4.2.1 Použité chemikálie

destilovaná voda, roztok síranu amonného (1,8047 g / 250 ml, 1 mg N v 1 ml roztoku), 1 % roztok síranu draselného (10 g K_2SO_4 / 1 l roztoku v destilované vodě), roztok síranu amonného (zásobní roztok ředit v poměru 1:1), síran stříbrný (pufr)

4.2.2 Postup práce

1. Navážka 10 g homogenizovaného vzorku
2. Založení jednotlivých variant:
 - a. Aktuální obsah nitrátů (A) - k navážce vzorku přidat 50 ml 1 % roztoku síranu draselného a nechat 1/2 hodiny vytřepat. Dále nechat 2 hodiny sedimentovat a poté filtrovat do PVC lahvíček.
 - b. Nitrifikace inkubovaná kontrola (K) - navážený vzorek zakapat 1 ml destilované vody a nechat 8 dnů inkubovat v komorovém termostatu při teplotě 28 - 30 °C. Po inkubaci přidat 50 ml 1 % roztoku síranu draselného a nechat 1/2 hodiny vytřepat. Dále nechat 2 hodiny sedimentovat a poté filtrovat do PVC lahvíček.
 - c. Nitrifikace potenciální s přidavkem dusíku (P) - navážený vzorek zakapat 1 ml roztoku síranu amonného (zásobní roztok ředit v poměru 1:1) a nechat 8 dnů inkubovat v komorovém termostatu při teplotě 28 - 30 °C. Po inkubaci přidat 50 ml 1% roztoku síranu draselného a nechat 1/2 hodiny vytřepat. Dále nechat 2 hodiny sedimentovat a poté filtrovat do PVC lahvíček.
3. Měření - provádí se iontově selektivní elektrodou Crytur
 - a. Z filtrátu odměříme do označených kádinek 25 ml roztoku. Standardní roztoky se odměří ve stejném objemu.
 - b. Do každé kádinky včetně standardních roztoků přidáme 2 ml roztoku síranu stříbrného jako pufru.
 - c. Změříme kalibrační křivku (provádíme zvlášť před každou sadou měření).

- d. Provedeme vlastní měření vzorků. Odečteme na mV - metru potenciál v mV (nitratová elektroda, referenční elektroda kalomelová) v závislosti na koncentraci nitrátů.

Poznámka:

Standardní roztok pro kalibrační křivku:

Roztok KNO_3 1,8047 / 250 ml 1 mg N v 1 ml roztoku

Dále 1 % roztok K_2SO_4 (stejně jako pro vytřepání vzorků za účelem snazšího vytřepání koloidů) - 10 g K_2SO_4 / 1 l roztoku v destilované vodě

Standardní roztok odpipetujeme do odměrných nádobek o objemu 25 ml a doplníme k rysce 1 % roztokem síranu draselného podle následujícího návodu:

Pro kalibrační křivku používáme standardy (KNO_3) od 0,1 mg N / 500 ml Do 100 mg N / 500 ml, tj.:					
	0,1	1	10	50	100
Pipetované množství roztoku v mikrolitrech	5	50	500	2500	5000
v ml			0,5	2,5	5

Složení pufru: Ag_2SO_4 p.a. 7,775 g / 1 l roztoku

Tímto máme roztoky pro kalibrační křivku a vlastní měření připraveny

4. Vyhodnocení testu:

- a. Graficky - závislost mV na koncentraci NO_3^- v půdním výluhu se vynáší na semilogaritmický papír. Při označení standardu v mg N / 500 ml roztoku odpovídají odečtené hodnoty množství nitrátů v mg ve 100 g čerstvé zeminy.

osa x mV

osa y koncentrace C (mg N- NO_3^- / 100 g čerstvé zeminy)

Příklad kalibrační křivky:

x	200	150	100	50	mV
y	0,1	1	10	100	C

- b. Výpočtem:

$\ln y = Bx + \ln A$ (zadáno jako počítačové zpracování) A, B konstanty funkce

$$\text{exp. regrese } y = A * e^{Bx}$$

Konečný přepočten v mg N- NO_3^- / 100 g suché zeminy = (C/S) * 100

S sušina v %

4.3 Vlastní stanovení amonifikace

Pro každý vzorek bude založeno sledování aktuálního obsahu amonných iontů, inkubované kontroly a potenciální amonifikace s peptonem. Kultivace 28 - 30 °C. Ve stanoveném intervalu se hodnotí obsah amonných iontů titračně.

4.3.1 Použité chemikálie

40 % roztok NaOH, 0,1 mol.l⁻¹ a 1 mol.l⁻¹ roztok NaOH, 0,05 mol.l⁻¹ a 0,5 mol.l⁻¹ roztok H₂SO₄, 33 % roztok peptonu, 50 % roztok glukózy, zásobní roztok síranu amonného (tj. 94,34 g (NH₄)₂SO₄ / 1000 ml roztoku - 20 mg N / 1 ml)

4.3.2 Postup práce

5. Navážka 20 g zhomogenizovaného vzorku zeminy do lahví „masovky“
6. Založení a zakapání jednotlivých variant:
 - a. Aktuální obsah amonných iontů (A) - 20 g zeminy přelít cca 10 ml 40 % roztoku NaOH. Do lahve současně vložit stojánek s miskou, která obsahuje 5 ml 0,05 mol.l⁻¹ H₂SO₄ a 3 - 5 kapek indikátoru Tashiro. Láhev dobře uzavřít (víčko s gumovým těsněním a kovovým víkem). 48 hodin inkubovat v komorovém termostatu při teplotě 28 °C až 30 °C.
 - b. Amonifikace inkubovaná kontrola (K) - 20 g zeminy ovlhčit 3 ml destilované vody a současně vložit stojánek s miskou, která obsahuje 5 ml 0,05 mol.l⁻¹ H₂SO₄ a 3 - 5 kapek indikátoru Tashiro. Inkubovat 8 dnů v komorovém termostatu. Po inkubaci přelít cca 10 ml 40 % roztoku NaOH a inkubovat dalších 48 hodin.
 - c. Amonifikace potenciální s přidavkem peptonu (P) - 20 g zeminy ovlhčit 3 ml roztoku peptonu a současně vložit misku, která obsahuje 5 ml 0,5 mol.l⁻¹ H₂SO₄ a 3-5 kapek indikátoru Tashiro. Inkubovat 24 hodin v komorovém termostatu. Po inkubaci přelít zeminu 10 ml 40 % roztoku NaOH a inkubovat dalších 48 hodin.
 - d. Amonifikace potenciální s přidavkem dusíku a glukózy (NG) - 20 g zeminy zakapat 3 ml roztoku dusíku a glukózy (zásobní roztok síranu amonného a 50 % roztok glukózy v poměru 1:1) a současně vložit misku, která obsahuje 5 ml 0,5 mol.l⁻¹ H₂SO₄. Inkubace 48 hodin v komorovém termostatu. Poté přelít 10 ml 40 % roztoku NaOH a inkubovat dalších 48 hodin.

7. Měření - provádí se po inkubaci každé jednotlivé varianty

- a. varianta A - 0,1 mol.l⁻¹ roztok NaOH
- b. varianta K - 0,1 mol.l⁻¹ roztok NaOH
- c. varianta P - 1 mol.l⁻¹ roztok NaOH
- d. varianta NG - 1 mol.l⁻¹ roztok NaOH

8. Vyhodnocení testu

Obecně platí při navážce 20 g zeminy vzorec:

$$A = \frac{((X \cdot F_1 \cdot N_1) - (Y \cdot F_2 \cdot N_2)) \cdot 5 \cdot 17}{100}, \text{ pro výpočet amoniaku v mg / 100 g zeminy}$$

a vzorec:

$$B = \frac{((X \cdot F_1 \cdot N_1) - (Y \cdot F_2 \cdot N_2)) \cdot 5 \cdot 14}{100}, \text{ pro výpočet dusíku v mg / 100 g zeminy,}$$

kde:

X - množství H₂SO₄ v předloze (miska)

F₁ = fk - faktor kyseliny v předloze

N₁ = nk - molarita kyseliny v předloze

Y = sl - spotřeba louhu při titraci (NaOH)

F₂ = fl - faktor louhu

N₂ = nl - molarita louhu

Pokud počítáme dusík ve 100 g suché zeminy, pak platí:

$$\text{mg N-NH}_4^+ / 100 \text{ g suché zeminy (C)} = (B/S) \cdot 100,$$

kde:

S = sušina v %

5 Výsledky

Poznámka: Se statistickým vyhodnocením výsledků, vzhledem k tomu, že se odběry realizovaly jen během jedné vegetační sezóny, počítám v diplomové práci. Určitý rozptyl výsledků dokumentuje, že je potřeba zvýšit četnost odběrů a opakování v rámci jednotlivých testů. Hlavním cílem bakalářské práce bylo prostudovat související literaturu a seznámit se s metodami řešení.

5.1 Nitrifikace

5.1.1 Aktuální obsah nitrátů

Tento test stanovuje aktuální obsah N-NO_3^- ve vzorku půdy. Výsledky měření jsou uvedeny v tabulce 2:

Tabulka 2: Aktuální obsah N-NO_3^- : $\text{mg N-NO}_3^- / 100 \text{ g sušiny}$

	1. odběr	2. odběr	3. odběr	Průměr
KONTROLA	1,00	0,62	1,16	0,93
NPK	1,43	1,96	1,55	1,65
KAL	1,60	0,64	1,47	1,24
KAL3	1,58	1,54	1,58	1,57
HNŮJ 1	1,73	0,75	1,33	1,27
HNŮJ 1/2	1,93	1,49	0,75	1,39
PRŮMĚR	1,55	1,17	1,31	1,34

5.1.2 Nitrifikace - inkubovaná kontrola

Inkubovaná kontrola stanovuje obsah N-NO_3^- po 8 denní inkubaci v termostatu při teplotě $28 \text{ }^\circ\text{C}$ až $30 \text{ }^\circ\text{C}$, tj. je schopnost vytvářet nitráty z půdní zásoby. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 3:

Tabulka 3: Nitrifikace - inkubovaná kontrola: $\text{mg N-NO}_3^- / 100 \text{ g sušiny}$

	1. odběr	2. odběr	3. odběr	Průměr
KONTROLA	12,60	0,95	1,66	1,31
NPK	2,61	2,07	1,79	2,16
KAL	2,26	1,03	1,70	1,66
KAL3	1,86	1,90	2,80	2,19
HNŮJ 1	1,79	1,03	1,74	1,52
HNŮJ 1/2	2,39	1,74	0,88	1,67
PRŮMĚR	2,18	1,45	1,76	1,75

5.1.3 Nitrifikace potenciální

Nitrifikace potenciální stanovuje potenciální obsah N-NO_3^- ve vzorku půdy po 8 denní inkubaci v termostatu při teplotě 28 - 30 °C s přidavkem síranu amonného, tj. schopnost půdní mikroflóry zareagovat na zlepšené nutriční podmínky. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 4:

Tabulka 4: Nitrifikace potenciální s přidavkem síranu amonného: mg N-NO_3^- / 100 g sušiny

	1. odběr	2. odběr	3. odběr	Průměr
KONTROLA	1,28	13,68	3,85	6,27
NPK	38,37	27,84	17,03	27,75
KAL	70,22	3,52	9,74	27,83
KAL3	39,61	5,64	19,58	21,61
HNŮJ 1	24,61	4,10	12,04	13,58
HNŮJ 1/2	16,58	3,19	14,97	11,58
PRŮMĚR	31,78	9,66	12,87	18,10

5.2 Amonifikace

5.2.1 Aktuální obsah amonných iontů

Tento test sleduje aktuální obsah N-NH_4^+ ve vzorku půdy. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 5:

Tabulka 5: Aktuální obsah amonných iontů: mg N-NH_4^+ / 100 g suché zeminy

	1. odběr	2. odběr	3. odběr	Průměr
KONTROLA	16,04	15,06	16,02	15,70
NPK	15,68	9,38	12,03	12,37
KAL	12,84	13,76	16,48	14,36
KAL 3	14,37	11,95	16,76	14,36
HNŮJ 1	8,74	12,23	12,84	11,27
HNŮJ 1/2	10,24	9,77	13,00	11,00
PRŮMĚR	12,99	12,02	14,52	13,18

5.2.2 Amonifikace inkubovaná kontrola

Amonifikace inkubovaná kontrola sleduje obsah N-NH_4^+ po 8 denní inkubaci v komorovém termostatu při teplotě 28 - 29 °C, tj. schopnost mikroflóry mineralizovat organické N-látky z půdní zásoby. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 6:

Tabulka 6: Amonifikace inkubovaná kontrola: mg N-NH₄⁺ / 100 g suché zeminy

	1. odběr	2. odběr	3. odběr	Průměr
KONTROLA	16,04	22,49	16,02	18,18
NPK	15,68	10,15	12,44	12,76
KAL	14,52	14,56	14,40	14,49
KAL 3	16,04	13,51	18,42	15,99
HNŮJ 1	13,01	23,47	12,84	16,44
HNŮJ 1/2	11,07	14,56	13,00	12,88
PRŮMĚR	14,40	16,46	14,52	15,12

5.2.3 Amonifikace potenciální s přidavkem peptonu

Tento test stanovuje potenciální obsah N-NH₄⁺ ve vzorku půdy po přidání peptonu jako snadno dostupného zdroje organických N - látek. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 7:

Tabulka 7: Amonifikace potenciální s přidavkem peptonu: mg N-NH₄⁺ / 100 g suché zeminy

	1. odběr	2. odběr	3. odběr	Průměr
KONTROLA	222,50	195,98	215,38	211,29
NPK	229,46	151,86	195,20	192,17
KAL	200,01	189,49	224,28	204,59
KAL 3	230,69	170,70	254,98	218,79
HNŮJ 1	211,10	166,88	209,69	195,89
HNŮJ 1/2	182,16	158,09	195,56	178,60
PRŮMĚR	212,65	172,17	215,85	200,22

5.2.4 Amonifikace potenciální s přidavkem dusíku a glukózy

Tento test stanovuje potenciální obsah N-NH₄⁺ ve vzorku půdy po přidání roztoku dusíku a glukózy. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 8:

Tabulka 8: Amonifikace potenciální s přidavkem dusíku a glukózy: mg N-NH₄⁺ / 100 g suché zeminy

	1. odběr	2. odběr	3. odběr	Průměr
KONTROLA	116,03	123,00	117,26	118,76
NPK	94,32	106,68	123,03	108,01
KAL	100,70	71,88	117,64	96,74
KAL 3	58,70	109,10	108,54	92,11
HNŮJ 1	118,83	95,93	126,94	113,90
HNŮJ 1/2	132,86	126,73	136,91	132,17
PRŮMĚR	103,57	105,55	121,72	110,28

6 Diskuze

6.1 Aktuální obsah nitrátů

Z výsledků lze odvodit, že parcely hnojené kaly měly o něco vyšší hodnotu N-NO_3^- než nehnojená kontrolní parcela a nejvyšší hodnoty byly naměřeny na parcelách hnojených hnojem. Projevila se i určitá tendence nižších hodnot ve druhém odběru. V tomto období byly teplotní i vlhkostní podmínky pro průběh nitrifikace neoptimálnější, ovšem odběr nitrátů rostlinami byl v průběhu vegetace vyšší než na začátku a na konci vegetačního období.

Růžek et al. (2006) uvádí aktuální obsah nitrátů na černozemi $2,29 \pm 1,74 \text{ mg N-NO}_3^- / 100 \text{ g}$ suché zeminy. Mé hodnoty se pohybují od 0,62 do 1,93 $\text{mg N-NO}_3^- / 100 \text{ g}$ sušiny, takže jsou nižší než průměr, ale stále v normě.

6.2 Nitrifikace - inkubovaná kontrola

Při porovnání výsledků nitrifikace aktuální a inkubované je patrné, že obsah N-NO_3^- je po inkubaci o něco vyšší, což dokumentuje schopnost mikroflóry zareagovat na zlepšené teplotní podmínky. Vysoká hodnota kontroly N-NO_3^- při 1. odběru je pravděpodobně způsobena chybou přípravy nebo měření vzorku, proto nebyla zahrnuta do celkového průměru. Produkce N-NO_3^- byla nejlépe podpořena ve vzorku půdy hnojené kalem 3 a NPK. I v kontrole byla reakce přiměřená, cca 150 % navýšení proti aktuálnímu stavu.

6.3 Nitrifikace potenciální

Při porovnání výsledků je patrné, že hodnoty N-NO_3^- po inkubaci s přidavkem síranu amonného jsou výrazně vyšší než u nitrifikace aktuální a inkubované kontroly. U hnojených variant je průkazně vyšší obsah N-NO_3^- než u nehnojené varianty, a to hlavně při hnojení kaly a NPK. V prvním odběru byly hodnoty nitrátů v půdě nejvyšší, ačkoliv teplotní a vlhkostní podmínky byly nejméně ideální. To bylo pravděpodobně způsobeno vyšším odběrem nitrátů z půdy rostlinami v následujícím vegetačním období.

Růžek et al. (2006) uvádí potenciální nitrifikaci s přidavkem $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ na černozemi 19,01 - 12,64 $\text{mg N-NO}_3^- / 8 \text{ dní} / 100 \text{ g}$ sušiny. V mém případě jsou hodnoty z 50 % mimo tuto škálu a výsledná data jsou velmi rozházená. Z tohoto důvodu pro další měření doporučuji provádět testy ve více opakováních, pro eliminaci případné chyby.

6.4 Aktuální obsah amonných iontů

Z výsledků je patrné, že aktuální obsah N-NH_4^+ nevykazoval mezi variantami hnojení významnější rozdíly. Mírně vyšší byl na parcelách hnojených základní dávkou kalu a kalu 3, než při jiném hnojení. Nejvyšší hodnoty N-NH_4^+ byly naměřeny na kontrolní nehnojené parcele. Při porovnání výsledků není možné prokázat vliv doby odběru, a tím změněné teplotní a vlhkostní podmínky, na obsah amonných iontů v půdě.

Popelářová et al. (2008) uvádí, že průměrný aktuální obsah amonných iontů byl 12,37 - 18,57 mg N-NH_4^+ / 100 g sušiny a Růžek et al. (2006) uvádí obsah amonných iontů na černoze až 23,02 mg N-NH_4^+ / 100 g sušiny. Obsah amonných iontů ve mnou zkoumaných vzorcích byl spíše podprůměrný, od 8,74 - 16,76 mg N-NH_4^+ / 100 g sušiny.

6.5 Amonifikace - inkubovaná kontrola

Obecně je možno konstatovat, že nedošlo v porovnání s aktuálním obsahem k podstatné změně. Podobně jako u předchozí varianty, byly nejvyšší hodnoty N-NH_4^+ naměřeny ve vzorcích odebraných z kontrolní parcely. Z hnojených variant je mírně vyšší hodnota N-NH_4^+ na parcelách hnojených kalem 3 a hnojem 1. Průměrně byly o něco vyšší hodnoty naměřeny při druhém odběru. To by mohlo být způsobeno zlepšenými teplotními podmínkami v době před odběrem.

6.6 Amonifikace potenciální s přidavkem peptonu

Z výsledků je patrné, že průměrné hodnoty N-NH_4^+ jsou asi desetinásobné než u předchozích variant, což dokumentuje potenciální aktivitu přítomné mikroflóry zareagovat na zlepšené nutriční podmínky. Zároveň je to signál jejího dobrého fyziologického stavu na všech experimentálních parcelách. Druhá, relativně vyšší, hodnota na kontrole může souviset s přísunem organické hmoty, když tato parcela je dlouhodobě nehnojená. Překvapivé nejsou ani vyšší hodnoty při prvním a třetím odběru, což může souviset s běžně publikovanou maximální jarní a podzimní aktivitou mikroorganismů. Na přidavek peptonu při inkubaci nejlépe zareagovala varianta hnojená kalem 3 a kalem. Mírně zvýšená potenciální amonifikační aktivita je pozorovatelná u obou vyšších dávek (hnůj 1, kal 3) organických hnojiv v porovnání s nižšími.

Popelářová et al. (2008) uvádí, že potenciální obsah amonných iontů byl více než 10x vyšší než aktuální obsah, a to průměrně 193,53 mg N-NH_4^+ / 100 g sušiny a Růžek et al.

(2006) uvádí hodnotu potenciální amonifikace 136,81 - 231,21 mg N-NH₄⁺ / 100 g sušiny, což zhruba odpovídá hodnotám v mnou zkoumaných vzorcích zeminy.

6.7 Amonifikace potenciální s přidavkem dusíku a glukózy

Po inkubaci vzorků s přidavkem roztoku dusíku a glukózy nejnižší hodnoty N-NH₄⁺ vykazují vzorky z parcel hnojených kaly a nejvyšší hodnoty vzorky z parcel hnojených hnojem. Výsledky tohoto testu nemají potřebnou vypovídající hodnotu, a proto v následujících měřeních bude tento test vypuštěn.

7 Závěr

Hlavním cílem této bakalářské práce bylo prostudování literatury a seznámení se s metodami řešení. Dále vyhodnocení aktuální a potenciální aktivity mikroorganismů v půdě po dlouhodobé aplikaci čistírenských kalů a hnoje v porovnání s nehnojenou variantou. Práce zahrnovala odběry zeminy ve třech termínech na demonstračních a pokusných polích v Praze 6 v Suchdole a následnou práci v laboratoři.

Pro zjištění nitrifikační aktivity v půdě byly použity testy pro zjištění aktuálního obsahu nitrátů, obsahu nitrátů po 8 denní inkubaci a potenciálního obsahu nitrátů po přidání síranu amonného. Pro zjištění amonifikační aktivity byly použity testy stanovující aktuální obsah amonných iontů, obsah amonných iontů po 8 denní inkubaci, potenciální obsah po přidání roztoku peptonu a potenciální obsah po přidání roztoku dusíku a glukózy. Z těchto testů největší vypovídající hodnotu měly testy stanovující aktuální a potenciální obsahy iontů. Test potenciální amonifikace s přídavkem roztoku dusíku a glukózy nemá vypovídající hodnotu, protože přidaný amoniak nebyl použit, a proto doporučuji tento test v budoucích měřeních vypustit.

Výsledkem této bakalářské práce je zjištění, že vliv čistírenských kalů na půdu je v podstatě srovnatelný s vlivem hnoje. Z mých předběžných výsledků měření nelze spolehlivě prokázat významný vliv čistírenských kalů na amonifikační či nitrifikační aktivitu půdních mikroorganismů. Na potenciální produkci nitrátů má přídavek síranu amonného asi dvojnásobný vliv a na potenciální produkci amonného iontu má přídavek peptonu zhruba desetinásobný vliv, než zlepšené teplotní podmínky při testech inkubovaná kontrola.

Výsledky této bakalářské práce bych ráda použila jako podklady pro můj další výzkum a diplomovou práci.

8 Seznam literatury

- 1) Anonym, 2004. Dusík a dusíkatá hnojiva. Agrofert Holding. Praha. 10 s.
- 2) Anonym, 2010. Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final Report, Part III: Project Interim Reports. Milieu Ltd, WRc, RPA. Brusel. 10. února 2010 [cit. 31. 8. 2012]. Dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/part_iii_report.pdf
- 3) Bielek, P. 1984. Dusík v pôde a jeho premeny. Priroda. Bratislava. 135 s.
- 4) Bohm, H.L., Mc.Neal, B.L., O'Connor, G.A. 1985. Soil chemistry. John Wiley & Sons, Inc.. New York. p. 360. ISBN: 0471822175
- 5) Brady, N.C., Weil R.R. 1999. The nature and properties of soils. Prentice Hall. Upper Saddle River. p. 881. ISBN: 0138524440
- 6) Dendooven, L. 1990. Nitrogen mineralization and nitrogen cycling. Katholieke Universiteit. Leuven. p. 179.
- 7) Gergeľová, Z. 2008. Využitie čistirenských kalov a dnových sedimentov v podohospodárstve. Agrokomplex Nitra, a.s. 28 s. ISBN: 9788071391265
- 8) Holobradý, K., Ilka, P. 1997. Metodika priamej aplikácie stabilizovaných čistiarenských kalov a dnových sedimentov na pôdu. Výskumný ústav pôdnej úrodnosti. Bratislava. 50 s. ISBN: 8085361256
- 9) Káš, V. 1964. Zemědělská mikrobiologie. Státní zemědělské nakladatelství ve spolupráci s Ústavem vědeckovýzkumných informací MZLVH. Praha. 463 s.
- 10) Kubát, J., Cerhanová, D., Mikanová, O., Šimon, T. 2008. Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.. Praha. 34 s. ISBN: 9788087011652.
- 11) Leigh, G.J. 2002. Nitrogen fixation at the millennium. Elsevier, Amsterdam. p. 455. ISBN: 0444509658.
- 12) Mikula, P. 1998. Organická hmota v půdě. ÚZPI. Praha. 46 s. ISBN: 8066153223.
- 13) Morot-Gaudry, J.,F., Touraine B., 2001. Sources of Nitrogen, Nitrogen Cycle, Root Structure and Nitrogen Assimilation in Nitrogen Assimilation by Plants, Physiological, Biochemical and Molecular Aspects. INRA. Versailles. p. 5 - 14. ISBN: 1578081394
- 14) Nerudová, M., 1984. Komplexní systém hnojení s kaly z čistíren odpadních vod veřejných kanalizací. ÚVIZ. Praha. 49 s.

- 15) Nerudová, M., 1978. Využití odvodněných kalů z městských čistíren ke zúrodnění půd. Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství. Praha. 31 s.
- 16) Petruš, A., Nechvátal, J. 1968. Zpracování kalů z městských čistíren. Nakladatelství technické literatury. Praha. 329 s.
- 17) Popelářová, E., Voříšek, K. a Strnadová, S., 2008. Relations between activities and counts of soil microorganisms. *Plant, Soil and Environment*. 54 (4). 163-170.
- 18) Procházková B. 2001. Organické hnojení při hospodaření bez živočišné výroby. ÚZPI. Praha. 29 s. ISBN: 8072710834.
- 19) Raclavská, H., 2007. Technologie zpracování a využití a kalů z ČOV. Ostrava. 171 s. ISBN: 9788024816005.
- 20) Richter R., Kubát J., 2003. Organická hnojiva jejich výroba a použití. Ústav zemědělských a potravinářských informací. Praha. 56 s. ISBN: 8072711334.
- 21) Růžek L. a kol., 2006. Microbial, chemical a textural parameters of main soil taxonomical units of Czech Republic. *Plant, Soil and Environment*. Special Issue. 29 - 35, ISSN: 12141178.
- 22) Šimek M., 1998. Denitrification in soil - Terminology and methodology (review). *Rostlinná výroba*. Září 1998 [cit. 2013-03-13]. Dostupné z: http://apps.webofknowledge.com/infozdroje.czu.cz/full_record.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&qid=4&SID=Q1NIMiHJ@jGLf9aO2k8&page=1&doc=2
- 23) Šimek M., 2000. Nitrification in soil - Terminology and methodology (review). *Rostlinná výroba*. Září 2000 [cit. 2013-03-13]. Dostupné z: http://apps.webofknowledge.com/infozdroje.czu.cz/full_record.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&qid=4&SID=Q1NIMiHJ@jGLf9aO2k8&page=1&doc=1
- 24) Sirotková D. 2010. Kaly z ČOV - nové směry zájmu. *Odpadové fórum*. 2. s. 20.
- 25) Škarda M. 1978. Organická hnojiva. Institut výchovy a vzdělávání ministerstva zemědělství a výživy ČSR. Praha. 203 s.
- 26) Sylvia, D. M., Fuhrman, J. J., Hartel, P. G., Zuberer, D. A. 1999. Principles and applications of soil microbiology. Prentice Hall. Upper Saddle River. p. 550. ISBN: 0134599918
- 27) Trávník, K. 2010. Čistírenské kaly a jejich přínos pro výživu. *Odpadové fórum*. 2. 17 - 19.
- 28) Voroney, R. P. 2007. The soil habitat in *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Elsevier Amsterdam. p. 25 - 52. ISBN 13: 9780125468077. ISBN 10: 0125468075

- 29) Vyhláška MŽP č. 381/2001 Sb. kterou se stanoví Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů.
- 30) Vyhláška MŽP č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.
- 31) Zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech a o změně některých dalších zákonů ve znění pozdějších předpisů.