

TRANSFORMATION
AND UTILIZATION OF UREA
N IN SOIL AND PLANT

尿素氮在 土壤与作物中的 转化与利用

焦晓光 著

黑龙江科学技术出版社



尿素氮在土壤与作物中的转化与利用
TRANSFORMATION AND UTILIZATION
OF UREA N IN SOIL AND PLANT

焦晓光 著

黑龙江科学技术出版社

中国·哈尔滨

图书在版编目 (CIP) 数据

尿素氮在土壤与作物中的转化与利用/焦晓光著. —哈尔滨: 黑龙江科学技术出版社, 2006.10
ISBN 7-5388-5182-8

I. 尿... II. 焦 III. ①小麦—施肥—影响—土壤②荞麦—施肥—影响—土壤 IV. S510.6

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2006) 第 122753 号

责任编辑 常瀛莲
封面设计 洪 冰
版式设计 汪 涟

尿素氮在土壤与作物中的转化与利用
TRANSFORMATION AND UTILIZATION
OF UREA N IN SOIL AND PLANT
焦晓光 著

出 版 黑龙江科学技术出版社
(150001 哈尔滨市南岗区建设街 41 号)
电话 (0451) 53642106 电传 53642143 (发行部)
印 刷 黑龙江龙新印刷有限公司
发 行 黑龙江科学技术出版社
开 本 850×1168 1/32
印 张 4.25
字 数 150 000
版 次 2006 年 12 月第 1 版·2006 年 12 月第 1 次印刷
印 数 1—1 000
书 号 ISBN 7-5388-5182-8/S·644
定 价 15.00 元

前 言

肥料是农业生产最重要的生产资料之一，在提高作物单产中，化肥所起的作用占 40%~60%。随着人口的增长及耕地的减少，要增加粮食产量，满足人口增长的粮食需要，增加化肥投入是不可缺少的。目前，世界化学肥料的生产与使用规模空前，但是化学肥料用量逐年增加带来的严重问题日益突出，报酬递减、资源浪费、环境污染等当今社会热点问题，无不与化学肥料施用不当及用量有关系。因此，提高肥料利用率，减轻或免除肥料污染，发展可持续高效农业是土壤学家、植物营养学家共同关注的问题。

在众多的肥料当中，尿素以含氮量高、生产成本低等优点，在世界农业生产中占很大比例，特别是在中国的农业生产中的使用量要在一半以上。随着尿素的广泛使用，存在的问题受到人们的重视。尿素肥效不高，作物有时会出现铵中毒或硝中毒现象等。针对尿素使用中存在的问题，土壤学家对如何控制尿素水解、提高尿素肥效做了大量工作。生物化学途径即采用脲酶抑制剂与硝化抑制剂调控土壤中尿素氮转化过程，是相对更有效的措施。因此，研究尿素氮在土壤与作物系统中的转化及去向，对提高肥料的利用率、减少环境污染、促进农业的可持续发展具有十分重要的意义。

本书是笔者参加的中国科学院沈阳应用生态研究所主持国家 863 计划项目“新型缓控释肥料研制及其产业化(2004AA246020)”研究成果。此项研究项目，是在导师闻大中研究员、梁文举研究员的精心指导下完成的。在此谨对导师们的教诲表示深深谢意！衷心感谢陈利军研究员在试验设计、实施和

学习上提供了悉心的指导和无私的帮助,感谢姜勇研究员、周礼恺研究员对论文的选题设计提出了宝贵的意见。

在博士论文审阅和答辩时,中国科学院沈阳应用生态研究所的武志杰研究员、宇万太研究员、陈欣研究员、张旭东研究员、刘作新研究员,沈阳农业大学的张玉龙教授、韩晓日教授对我的研究工作提出了指导性建议。借本书出版之际,向所有指导和帮助过我的专家们,表示由衷的感谢和崇高的敬意。

全书共分八章,分别对尿素氮转化生物化学调控的研究进展、施用抑制剂后尿素氮在土壤中的转化、尿素氮在小麦系统中的去向、后作土壤中尿素氮形态分布、后作荞麦中尿素氮去向等方面,进行了深入、系统的研究及阶段性总结,为新型肥料的研制与应用提供理论指导。本书可供从事土壤学、肥料以及植物营养学专业的研究生和研究人员参考。

本书的出版承“黑龙江大学博士文库基金”资助,为此笔者谨致谢意。

由于水平、才识所限,本书难免有叙述未清、表意未明等疏漏之处,敬请有关专家、同仁和广大读者批评指正。

作 者

2006 年 8 月

目 录

第一章 绪论.....	(1)
一、尿素在使用中存在的问题.....	(1)
二、尿素态氮在土壤中的转化特征.....	(2)
第二章 减少尿素氮损失的生物化学途径.....	(9)
一、抑制剂在尿素氮转化中的作用.....	(9)
二、肥料氮的残留效应	(33)
第三章 尿素氮在土壤与作物中转化利用的研究方法	(36)
一、研究区概况	(36)
二、试验设计	(36)
三、统计分析	(38)
第四章 抑制剂在土壤中尿素 ¹⁵ N转化的作用.....	(39)
一、土壤 $\text{NH}_4^+ - ^{15}\text{N}$ 的变化	(39)
二、土壤脲酶活性的变化	(40)
三、土壤中 $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-) - ^{15}\text{N}$ 的变化	(41)
四、土壤中 $^{15}\text{NH}_4^+$ 的表观硝化率的变化	(43)
五、土壤总有效态 ¹⁵ N总量的变化	(44)
六、抑制剂对土壤固定态 ¹⁵ NH ₄ ⁺ 的影响	(45)
七、抑制剂对土壤微生物量 ¹⁵ N的影响	(48)
八、抑制剂对土壤总有机 ¹⁵ N的影响	(50)
九、土壤总 ¹⁵ N的变化	(53)
十、土壤各组分 ¹⁵ N及总 ¹⁵ N的回收率	(54)
十一、小结	(57)
第五章 抑制剂对小麦系统中尿素 ¹⁵ N去向的作用.....	(58)
一、小麦各生育期 ¹⁵ N吸收量的变化	(58)

二、小麦各生育时期植株 ¹⁵ N的回收率	(60)
三、抑制剂对植株 ¹⁵ N回收率的影响	(60)
四、尿素 ¹⁵ N的回收率与损失率的变化	(63)
五、小麦各生育期地上部干重的变化	(68)
六、小麦成熟时植株各器官干重的变化	(69)
七、小麦产量的变化	(70)
八、小麦品质的变化	(72)
九、小结	(72)

第六章 抑制剂在后作土壤中尿素¹⁵N形态分布的作用

一、后茬作物土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的变化	(74)
二、后茬作物土壤 $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-) - ^{15}\text{N}$ 的变化	(75)
三、后茬作物土壤中铵硝化率的变化	(76)
四、后茬作物土壤有效态 ¹⁵ N的变化	(77)
五、后茬作物土壤固定态铵的变化	(78)
六、后茬作物土壤微生物量 ¹⁵ N的变化	(79)
七、抑制剂对后茬作物土壤有机 ¹⁵ N的影响	(81)
八、后茬作物土壤总 ¹⁵ N的变化	(83)
九、后茬作物土壤各组分 ¹⁵ N及总回收率	(84)
十、小结	(87)

第七章 抑制剂对荞麦系统中尿素¹⁵N去向的作用

一、荞麦各生育时期植株吸氮量的变化	(88)
二、荞麦各生育时期植株 ¹⁵ N的回收率的变化	(89)
三、荞麦植株各器官 ¹⁵ N占所施 ¹⁵ N的百分率	(90)
四、荞麦植株各器官 ¹⁵ N分配占植株 ¹⁵ N回收率的 百分率	(91)
五、尿素 ¹⁵ N的总回收率及损失率	(92)
六、荞麦各生育时期植株干重的变化	(99)
七、荞麦成熟时植株各器官生物量的变化	(99)
八、荞麦产量的变化	(101)

九、荞麦品质的变化.....	(102)
十、小结.....	(103)
第八章 结论.....	(104)
参考文献.....	(107)

第一章 绪 论

一、尿素在使用中存在的问题

在氮肥中，尿素是含氮量最高的固体氮肥，因此尿素已成为世界农业最重要的一种固体肥料。在过去的二十多年里，尿素的施用量急剧增长，有资料表明，中国 1990 年尿素肥料的消费量已达到 863 万 t 氮。而据估测，到 21 世纪初，其用量将会增到至少 1000 万 t 氮（谢建昌，1994）。同其他的氮肥相比，尿素具有许多优点：含氮量高（45%~46%），造价低，易溶于水和容易处置（不易引起火灾或爆炸），适于用来生产复合肥料，并以固态或液态的形式施入土壤中和叶面追肥等。但是尿素的使用也存在不少问题。由于尿素在施入土壤后，在土壤脲酶作用下会很快水解，会造成短时间内 NH_3 在土壤中的积聚使 pH 值迅速升高，可能造成对种芽及幼龄植株的伤害，并导致尿素氮以氨的形式呈气态损失（Watson *et al.*, 1994）。此外，氨的累积和 pH 值的升高，延缓微生物将亚硝酸盐氧化至硝酸盐的进程，导致 NO_2^- 的累积而有害于作物（周礼恺，1984）。1

尿素施入土壤后，在脲酶的作用下迅速水解为氨，会在一定的条件下发生挥发损失；水解的氨在经过硝化作用及其后续的反硝化作用时，也会产生气体逸失和淋溶损失。因此，尿素氮的利用率（ ^{15}N 分析结果）仅为 30%~35%（鲁如坤，1982）。所施尿素的一半左右由各种途径而损失掉（何绪生等，1998）。尿素氮的损失不仅造成了资源的浪费，更重要的是对生态环境产生负面影响，如地下水的硝酸盐污染、农产品污染超标、温室效应及河湖的富营养化等。

针对尿素氮的损失问题，国内外进行了大量减少尿素氮损失途径的研究和探索。其主要集中在：一是改变施肥方法及施用时间（叶永保，1995；张道勇，1981），改变施肥方法主要通过采用穴施、条施、分层施、犁沟施，提高氮肥利用率；二是生产大颗粒尿素，通过延缓尿素的物理溶解控制其水解；三是化学改性措施（许秀成，2000；武志杰，2001；Marin，1997），生产难溶的化学歧化物控制溶解；四是包膜尿素（陆建刚等，1994；张宝林，1995；林楫，1997），主要是有机物和无机物包膜两种，目前国内外对其研究的重点都集中在有机物包膜肥料上。尿素包膜目的是通过延缓尿素溶出，达到控制尿素的转化；五是添加脲酶抑制剂、硝化抑制剂或将二者配合使用，利用抑制剂调节尿素氮酶解或生物化学转化。

2

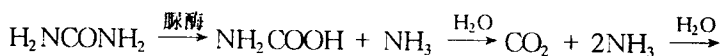
尿素氮的损失，实质上是在生物化学转化过程中发生的，即经由酶促水解作用产生的氨挥发损失、硝化反硝化过程中的气体和淋溶损失等。因此，从土壤生物化学途径入手，对尿素氮转化进行全程有效调控，应是减少尿素氮损失的合理途径。采用生物化学手段，主要是加入脲酶抑制剂、硝化抑制剂或将二者配合使用。

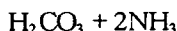
二、尿素态氮在土壤中的转化特征

尿素施入土壤后，在土壤脲酶的作用下迅速水解为氨。水解后的氨可进入大气，被土壤吸附或固定，存在于土壤溶液中，被作物吸收或被微生物固持，经硝化作用生成 NO_3^- ，后者或被吸收、淋失或经反硝化作用还原为 N_2O 与 N_2 。

（一）尿素水解

施入土壤中的尿素在土壤脲酶的作用下，经由氨基甲酸水解成氨，即





尿素水解过程会产生氨的挥发损失。最近的一项研究表明,施在旱地上的尿素氮,至少有 20% 不久就已经挥发掉了 (Schlesinger and Hartley, 1992)。Dentener 和 Crutaenc (1994) 曾用一个“全球氮循环的三维模型”来确定氨气和铵离子在地球上的分布,由此计算出尿素在施用后氮的挥发损失约为 15%。Kincheloe (2000) 的计算结果是,如果尿素没有由于降雨或耕作而进入土壤下层,它的损失率将达到 30% 或更多。在菲律宾太阳辐射强、风速又高的气象条件下,在水稻移栽后将尿素撒施于水中,氨挥发损失可高达施氮量的 47% (Fillery *et al.*, 1984),几乎成为尿素氮损失的唯一途径。Griffith (1988) 的田间试验表明,分蘖期施尿素,氨挥发为 21%,在幼穗分化期施肥,氨的挥发只有 3%。

(二) 硝化作用

硝化作用是微生物将 NH_4^+ 氧化成 NO_3^- , 并从中获得生活所需能量的过程。它由 2 个连续而又不同的阶段构成。第一阶段是由亚硝化细菌将 NH_4^+ 氧化成 NO_2^- ; 第二阶段是由硝化细菌将 NO_2^- 氧化成 NO_3^- 。在第一阶段中,可能的中间产物 HNO 可氧化成 N_2O ; 在第二阶段里, NO_2^- 可作为可能的电子受体而生成 N_2O 。除自氧硝化细菌外,有些异养微生物也能进行硝化作用。尿素施入土壤后水解出的 NH_4^+ 是硝化作用的底物。硝化作用产物 NO_3^- 与 NH_4^+ , 都是植物可利用的氮素形态。硝化作用的歧化作用中间产物 N_2O 和 NO , 是环境中两种重要的气体 (Marin, 1997)。 NO_3^- 会移动,在水分充足时能淋失进入到地下水,对人、畜产生危害。此外,还能引起水体的富营养化。

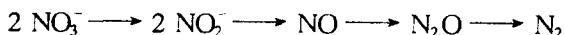
(三) 反硝化作用

土壤中的反硝化作用,包括生物和化学的反硝化作用。生物

反硝化作用是在缺氧的条件下，微生物同化有机物以获取能量时，以 NO_3^- 代替 O_2 作为电子受体，将 NO_3^- 逐步还原成 N_2 的过程。目前普遍认为反硝化作用的生物途径为（朱兆良等，1990）：



在农田土壤中，由化学反硝化作用引起的肥料氮损失所占的比例不大。生物反硝化作用是在厌氧的条件下，由兼性异养微生物利用同一个呼吸电子传递系统，以 NO_3^- 为电子受体，将其逐步还原成 N_2 的过程。现已明确，反硝化作用通式为（鲁如坤，1982）：



在这一过程中可产生多种气态损失。

硝化-反硝化气体损失通常很难区分。氮素硝化-反硝化作用的气态损失，主要以 N_2 和 N_2O 为主。根据 Rost 等（1978）试验表明， N_2 的释放量远大于 N_2O 的释放量，而 N_2O 的释放量占反硝化总量的 5%~26%，并随土壤温度、 NO_3^- -N 含量、氧化还原电位、pH、微生物、土壤湿度等不同而异（Bouwman, 1990; Stevenson, 1989）。Eichner 综述了有关氮肥的氧化亚氮排放量，全球排放量每年 0.4~3.0 t（朱兆良等，1990）。有关硝化-反硝化损失氮的定量估计有着巨大的差异，其范围为施入肥料氮的 0~70%，中国则更多地集中在 30%~40% 范围内（蔡贵信，1985）。

（四）土壤铵的固定

被土壤硅酸盐矿物晶体结构吸持的 NH_4^+ ，称之为固定态铵（即非交换性铵）或“嵌入”铵（文启孝等，1986）。土壤固定态铵在土壤全氮量中所占比例很大，也是作物生育期间的一项重要氮源（郭鹏程等，1986）。土壤固定态铵分原有固定态铵和新固定态铵。原有固定态铵又称“矿物结合态铵”，它是在自然条

件下形成的, NH_4^+ 被固定在矿物晶层内部, 很难释放出来, 因此其有效性较小; 而铵态氮肥施入土壤后有 34% ~ 60% 被立即固定 (文启孝等, 1986), 但是这种固定并不是永久的, 这些固定的 NH_4^+ 在作物生长期间有 38% ~ 70% 仍能为作物吸收利用 (樊小林等, 1990)。利用同位素示踪方法研究表明, 当季由施肥“新固定的铵”较为有效, 但它被作物吸收的绝对量并非很大 (文启孝等, 1988)。近期的研究表明, NH_4^+ 的矿物固定与释放是土壤氮素循环的一个相当重要的过程, 它在很大程度上影响施入土壤中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的转化途径和 NH_4^+ 态氮肥的肥效 (文启孝等, 1986)。

土壤黏土矿物对来源于肥料的铵的固定, 有利于改变氮素的供应特点和减少氮素损失。并且加入土壤中的铵, 其黏土矿物固定作用比生物固持作用快, 而且在作物生长期间可以大量重新释放出来被作物所吸收利用。一般以黏土矿物固定态铵存在的肥料氮, 远低于呈生物固持态的氮; 但是, 在一些固定铵能力强的土壤中也可能会相反。有研究显示, 在一季作物收获后残留在土壤中的氮, 呈黏土矿物固定态铵存在的部分, 其有效性高于生物固持态的氮 (朱兆良, 1989)。

土壤中固定态铵的生物有效性, 不同报告之间不一致。加入肥料氮被固定后形成新固定态铵, 由于后来固定的铵处于晶层的边缘位置, 向外扩散途径短, 因此有效性较高 (文启孝等, 1986)。影响土壤固定态铵释放的因素, 主要有土壤黏土矿物组成、环境因素以及生物因素等 (封克, 1991)。

1. 水分

土壤水分含量越高越有利于矿物膨胀, 也就使层间阳离子的扩散更为有利。在旱作条件下, 阳离子从层间向外扩散的途径将被切断, 而在充水膨胀的层间内部, 阳离子的移动几乎和外部溶液一样快。

2. 铵浓度

铵从矿物晶层内部向外扩散过程与钾相似，前提要有一个浓度梯度，外部溶液中铵的浓度越低，释放也就越容易。

3. 硝化作用

微生物的硝化作用可引起铵浓度的下降，增加了铵的浓度梯度，有利于固定态铵的释放。¹⁵N示踪表明，只有当交换性铵被硝化以后，固定态铵才能释放出来。在没有作物吸收的情况下，这种过程会造成氮素损失。

4. 钾浓度

钾浓度对固定态铵释放的影响通过两种途径。其一，当溶液中钾浓度高或交换性钾含量高时，它可以进入层间使晶层收缩，妨碍层间铵的向外扩散，因此被固定铵的有效性随钾量增多而降低；其二，钾浓度的改变可以对硝化细菌的活动有影响，进而间接地影响了层间铵的释放。

另外，氧化还原条件及 H_3O^+ 浓度，也影响固定态铵的释放。

5. 生物因素对固定态铵释放的影响

生物因素对固定态铵释放的影响（封克，1991），实际上是由于作物对铵、钾的吸收，改变了根际范围的土壤环境造成的结果。植物对铵的吸收导致了根表土壤中铵浓度的迅速下降，造成了较大的浓度梯度，有利于固定态铵的释放。¹⁵N示踪试验表明，在种植条件下，施铵态氮肥后被土壤固定的铵有 97% 可重新被利用，而休闲地仅有 14% 重新释放出来。

因此，黏土矿物对铵的固定在一定程度上起到了把速效氮肥变成缓效氮肥的作用，这种暂时的固定和氮素释放的推迟，改变了氮素的供应特点，一方面，在作物需氮量少时可以通过对氮的固定而减少挥发、淋溶和反硝化等氮素损失；另一方面在作物需氮高峰期又会释放出来供作物吸收利用。

(五) 土壤中氮的微生物固持

无机氮生物固持作用的表现反映, 就是土壤微生物量氮的消长变化。土壤微生物量氮的含量是土壤微生物对氮素矿化-固持作用的综合反应(周建斌等, 1997)。微生物在矿化有机氮的同时还会同化一部分无机氮并合成自身的细胞和组织, 使其不断增殖、生长。因此, 无机氮固持作用的相对强弱, 主要是通过研究微生物量氮的变化来加以表达的。氮肥施入土壤后很快发生固持, 微生物量氮相应增加, 固持量达 20%~50%; 但固持过程结束后, 随之又被矿化(李世清等, 2000)。沈其荣等(1991)在 4 种性质相同的土壤上研究了施用无机氮肥的生物固持过程, 结果在 2.5~3.0 d 时固持量最大。Ocio (1991) 的研究结果显示, 施入标记 ^{15}N 的无机氮肥在培养 5 d 时, 微生物固持 $^{15}\text{NH}_4^+$ 量占施肥量的 40%, 以后逐渐下降。新固持的微生物量氮比原有的更易矿化。Nicolardot 的研究表明, 加入能源物质葡萄糖 1~3 d 后, 加入纤维素 7~14 d 后, 矿质氮肥的固持达到最大值, 随后培养过程中有质量分数为 30%~40% 的新固持的氮被矿化(李世清等, 2000)。

新固持的微生物量氮对作物的有效性很高。沈其荣等盆栽试验指出, 在作物生长过程中土壤微生物量氮的减少量与该时期内土壤矿质氮的增加呈极显著相关, 且指出大麦可吸收利用 50%~60% 新固持的微生物氮, 而土壤新固持的微生物量氮的比土壤固有的微生物氮矿化率高得多(沈其荣等, 1992, 1994)。Smith 等报道, 微生物体提供的氮相当于冬小麦地上部需求量的 60%(唐玉霞等, 2002)。韩晓日等(1996, 1998)研究表明, 微生物体供氮量占作物吸收量的 75% 以上, 且土壤微生物体供氮量与作物吸收氮量及产量之间存在显著的正相关。

增施有机物料, 在一定程度上, 利于施肥后土中 NH_4^+ 和 NO_3^- 的生物固持, 尤其是 NH_4^+ (Gok and Ottow, 1988)。Tre-

han (1996) 研究显示, 当 $^{15}\text{NH}_4^+$ 加入牛粪与土壤混合物中 9 d 后, 大约有 24% 有机 ^{15}N 以微生物量氮形式存在。有机残体中活性有机碳促使土中微生物繁殖, 加速酰胺态氮肥水解或铵态氮肥施用后 NH_4^+ 的固持 (Torillo and Wehner, 1983)。在有机碳含量高的土壤中, 所施尿素氮有 82% ~ 100% 在短时间内被土壤所固持 (Wang *et al.*, 1991)。在河南封丘石灰性潮土上, 对施于冬麦的尿素进行动态观测的结果表明, 在越冬前 (施肥后 59 d) 第一次采样时, 无论是以固定态或固持态存在的化肥氮量都已达最大值, 分别占施入量的 2.8% 和 32.8%。此后, 随小麦生育期的推移而逐渐降低。土壤中最大生物固持量及其后的矿化量, 都远大于铵的固定量及其后的释放量; 并且, 前者矿化量可达施入氮量 18% 左右。因此, 在此条件下, 化肥氮的生物固持的再矿化的重要性, 远比铵的固定和释放要大得多 (朱兆良等, 1990)。但是也有人认为, 新固持源于肥料的有机氮矿化较慢, 在作物生长期间不发生矿化 (Shen *et al.*, 1989)。这可能与选用的土壤理化性质和生物量不同有关 (王家玉, 1988)。

第二章 减少尿素氮损失的生物化学途径

一、抑制剂在尿素氮转化中的作用

(一) 脲酶抑制剂在尿素氮转化中的作用

脲酶抑制剂 (Urease inhibitor) 是能够抑制土壤脲酶活性的一类物质的总称 (曾江海等, 1995), 它在一定时期内阻止或抑制尿素水解转化为氨。脲酶抑制剂有如下优点: 一是能显著减少氨的挥发损失, 特别是对以尿素为氮源的追肥和少耕农田 (谢建昌, 1994; Wang *et al.*, 1994a); 二是当种子周围尿素和含尿素的肥料浓度太高时, 脲酶抑制剂能够减轻苗期伤害 (Grant *et al.*, 1996; Wang *et al.*, 1994b)。

虽然早在 20 世纪 40 年代 Conrad 已指出向土壤中加入某些化合物可以抑制脲酶活性、延缓尿素的水解, 但真正对土壤脲酶抑制剂的筛选工作直到 20 世纪 60 年代才开始。当时的研究发现, 氨荒酸盐、含硼化合物、尿素衍生物、原子量大于 50 的重金属、含氟化合物、多元酚、多元醌和抗代谢物等, 对脲酶活性均有抑制作用。但许多的抑制剂由于受到各种条件的限制, 离实际应用相差甚远。20 世纪 70 年代 Bremner 等从 130 多种化合物中筛选出效果较好的脲酶抑制剂为苯琨和氢锆类化合物, 其中氢醌 (HQ) 因其较高的性价比在国际上得到了大量研究和应用。80 年代以后, 国际上已开发了近 70 种有实用意义的脲酶抑制剂。但研究证明, 磷酸胺类化合物在抑制尿素水解的作用最显著 (石元亮, 1999), 其中以 N-丁基硫代磷酸三胺 (NBPT)、苯基磷酸二胺 (PPD)、环己基硫代磷酸三酰胺 (CHPT) 等效果更