

土壤质量与持续环境

Ⅱ. 土壤质量评价的碳氮指标^{*}

孙 波 赵其国 张桃林

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

摘 要

土壤质量评价中碳氮指标的表示方法很多,其中生物活性碳、氮能敏感地反映土壤质量的变化,是重要的评价指标,但其测定困难,在土壤质量评价中的认识并不统一。本文对《土壤质量与持续环境》(美国土壤学会1994年发行)一书中土壤质量评价在碳氮方面的指标、测定方法以及土地利用管理对这些指标的影响进行了评述。

关键词 土壤质量; 评价; 碳氮指标

土壤质量的评价指标分成物理学、化学和生物学三个方面。土壤中的碳和氮对于土壤结构、植物营养具有重要的意义,其含量和组成是土壤质量评价的重要指标,特别是他们的活性部分,但其测定也相当困难。本文对《土壤质量与持续环境》(美国土壤学会1994年发行)一书中碳氮方面的土壤质量评价指标、相应的测定方法以及土地利用管理对他们的影响进行评述。

1 评价土壤质量的土壤碳和氮指标

由于对土壤物理性质和养分循环的影响,土壤有机质被认为是土壤质量的一个重要指标。生物活性是表征土壤质量的最敏感但又最缺乏定义的指标,以往常不恰当地用土壤有机质或有机碳含量来表示土壤的生物活性指标,更合适的指标应是土壤有机质中的生物活性组分。虽然活性碳库可以敏感地反映不同管理方式的影响,但它在土壤中很不稳定。Anderson和Domsch在考虑评价土壤质量的土壤有机质快速指标时,建议用微生物活性指标——代谢商(qCO_2)作为微生物群落定量变化的一个指示,即每单位微生物生物量C所呼出的 CO_2 -C的单位数。此外,很多研究者采用土壤养分(包括碳氮和其他养分)的长期矿化潜势来测试土壤生产力状况。

土壤氮素损失可导致水体和大气污染,土壤活性有机氮反映了土壤氮素的供应能力,它与农业持续发展及环境质量紧密相关。因此可作为衡量土壤质量的一个重要指标。土壤活性有机氮可视为一个单独的N库,或根据土壤有机质动力学分成几个组分(图1)。

微生物生物量是土壤中动植物残体和有机质转化的驱动力,也是植物养分的源或库。土

* 国家自然科学基金资助项目(49631010)。感谢李忠和李忠佩对编译工作的帮助。

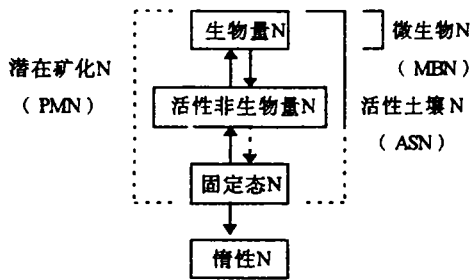


图1 有机质动力学模型中的土壤N库

提高。所以进一步综合应用 MBN 作为土壤质量指标时, 需要观察土壤微生物生物量的短暂变化, 这与土壤水分关系最密切, 而且应以天而不是以周为测定 MBN 变化的时间尺度, 这样可以更好地反映测定结果的含义。在土壤总氮或有机质水平的变化能被测出之前, 土壤潜在矿化氮 (PMN) 和土壤活性氮 (ASN) 的变化就已经可以测到。因此, 在确定土壤质量是进化还是退化时, 土壤活性氮提供了一个灵敏的测定方法。PMN 与 ASN 在时间上的变动不像 MBN 那样大, 所以更适合作为土壤质量变化的指标, 但目前 PMN 和 ASN 在年度水平上的动态变化资料不多, 需要进一步研究。MBN 与 PMN 之间的关系可能因不同研究所用的转换系数 (K_N) 不同而异。当通过相同的转换系数使 MBN 数据标准化后, 尽管还有土样风干及操作顺序等方面的差异, 但相关性确实很好, 表明方法标准化可使不同研究者的结果进行直接比较。造成这种差异的原因可能是测定 MBN 的熏蒸提取法的转换系数随土壤而变。Duxbury 和 Nkambule 总结了在 New York 所进行的研究, 发现无论 MBN 用何种方法测定, MBN 和 ASN 都有很好的相关性 ($r^2 = 0.73-0.80$), 但相关程度随微生物生物量的测定方法而变。总之, 这三种土壤活性氮的参数在表示土壤质量上是有前途的, 进一步的工作是确定如何使用这些参数以及它们各自的局限性^[1]。

2 土壤质量碳氮指标的测定方法

2.1 土壤生物活性有机碳的确定——模型模拟和实验室分级技术对比法

生物活性有机碳的定义有两种方法: 实验法和数学抽象法。前者利用实验室分级技术分离活性组分; 后者通过计算模拟, 提取转化速率常数进行定义。在 40 年代的早期土壤碳氮转化模型中, 研究者们都把土壤有机碳或氮看作是一个库。70 年代起, 研究者认识到土壤有机质中仅有一部分是活性的, 并在建模中利用计算机解微分方程, 建立了多个动态碳库。建模者根据各组分在转化过程中所处的流程位置及其稳定性来定义动态库。土壤中的动态库众多, 其对应的转化速率常数是连续的 (数量级从 1 到小于 10^{-7} /天), 这反映了土壤有机物质在形成过程中结构依次重排并越来越稳定。活性有机碳库的转化快, 速率常数较大, 无外源补充时会迅速减少。

进行有机质分离的新技术在不断的出现, 但关键是要在模型中的有机碳库与实验室分级获得的有机组成之间建立对应关系, 即对模型进行了实验检验。对于一个有 n 个库的模型, 有机碳库的转化方程为:

$$dY_i/dt = F_i(Y_i, Z_j, K)$$

$$dZ_j/dt = F_j(Y_i, Z_j, K)$$

式中 Y_i ($i=1\cdots m$) 是随时间变化的动态库, 可经实验测定 (如生物量 C, 有机全 C 等); Z_j

壤微生物生物量氮 (MBN) 的变化可反映土壤氮素矿化和固定的变化, 因此微生物生物量氮与土壤氮素的矿化能力相关。目前对作物生长期间 MBN 的变化研究很多, 但结果不一致。一般来说, 微生物生物量碳或氮水平较高则土壤质量较高, 反之亦然。但是应用微生物生物量作为土壤质量指标的困难之一是微生物生物量的大小随有机基质的有效性而变化, 即便在退化土壤中, 它也能暂时

($j = m + 1 \cdots n$) 是没有经过实验测定的假设的有机碳库; K 是矢量常数, 包括 Y 和 Z 变量的初始值 (Y_{0i} , Z_{0j}) 以及生物学转化参数 (如微生物效率、分解速率、有机库 Z_i 的 C/N 比); F 表示土壤碳氮转化流程中各有机库的进出速率。当所有参数确定后, Y_i 和 Z_i 的动态变化便可得以模拟。然而, 除 Y_{0i} 和一些假设的参数外, 其它参数无法测定, 这些参数如有机库的初始值 Z_{0j} , 一般是通过对 Y_i 动力学的实验结果进行优化模拟获得。 Y_i 所用的数目越少, 对 Y_i 拟合的满意程度越高, 但模型对土壤碳氮转化过程的代表性越差。因此, 建模者应该首先选择代表性较好的模型。这要求在技术允许的条件下 (如利用示踪技术), 从一种土壤中获得尽可能多的实验结果, 并对控制转化的各种因子进行培育实验, 然后模拟计算转化的动力学过程。对土壤有机质分解已有很多经典方法, 近年来提供的新技术也不少。分析化学家在上述基础上, 通过尝试, 建立适当的提取方法, 找到与模拟动态库相对应的有机质组分^[2]。

2.2 湿地土壤碳的矿化和养分释放速率的测定——实验室长期培养试验法

在微型渗漏仪中进行短期好气培养, 可同时或分别研究 C 、 N 的矿化; 而长期厌氧培养试验可用于研究有机土壤和矿质湿地土壤的质量。在并行的好气和厌氧培养试验中, 通过定期淋洗和气体流量测定可估计养分和碳的矿化率, 其步骤如下^[3]:

(1) 布置培养试验

在田间持水条件下, 用手混合土样, 除去较大的石块和根系, 置于充满 N_2 的手套箱 (glovebox) 中。取出部分样品进行厌氧培养试验, 对其它样品进行好气培养及土壤性质的测定。将土样装在 150ml 聚丙烯 Falcon 滤器系统中, 所有装置事先都应用 10% HCl 溶液浸泡, 并用去离子水冲洗。试验安装中还应避免样品被养分或碳污染。

在厌氧培养中, 称取培养室一半容量的土壤样品, 与 20—50g 的酸洗石英砂混合, 盖上尼龙网, 防止淹水时土样溢出。在淋溶试验前, 土样密封在通 N_2 的 500ml Mason 罐中。试验开始时, 在罐中加入除去了空气的蒸馏水, 将土样小心浸入水中进行饱和。完全厌氧培养装置见图 2。

(2) 气体流量测定

土壤碳的矿化定义为有机碳向无机碳 (CH_4 或 CO_2) 的转化, 通过定期测定气体流量估计土壤碳的矿化量, 好气样品中只有 CO_2 , 而厌氧样品中有 CO_2 和 CH_4 。不完全矿化的可溶性碳组分, 如碳水化合物或脂肪酸, 可在水样中测定。

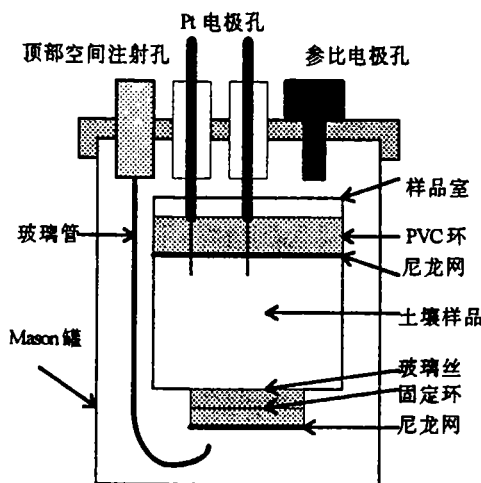


图 2 厌氧培养的装置

为了测定厌氧条件下的气体流量, 从顶部注射孔注入 100ml 氦气, 通过 J-型管向上冒出, 同时混合样品中的水和溶解的气体。从参比电极孔中插入两管针压出被置换水, 通过聚乙烯管转移到合适的容器中。压出水的体积就代表了顶部形成的液面空间的体积, 包括捕获的气泡。至少需要 4 小时才能使水中溶解的气体与液面空间达到平衡。4 小时后, 从参比电极孔中用注射器吸取液面空间样品, 并用硅脂封牢。气体样品最好立即进行气相色谱分析,

也可以将 2.5ml 的气体样品储存在抽成真空的 2ml 血样管里, 在 3 个月之内样品无明显变化。购买的真空管被 CH_4 污染, 可拔下塞子在去离子水中煮沸 1 小时, 然后再将管子抽成真空。

通过测定 65℃ 下 3mm Porapak-Q 柱 2m 处的热导率确定 CO_2 浓度, 甲烷用火焰离子探针在 50℃ 下 3mm Porapak-Q 柱的 2m 处测定。 CO_2 和 CH_4 的标准曲线用合格的气体标样测定绘制。对好气土壤样品而言, CO_2 矿化可通过 24 小时流动速率推知整个培养期中的释放量; 而对厌气土壤样品而言, 最好在培养期结束时, 测定液面空间中气体样品中的浓度。

(3) 养分矿化测定

好气和厌气培养的基本淋洗程序是一样的, 只是好气淋洗要在手套箱中 N_2 条件下进行。将集成的过滤装置与折叠的瓣膜连接, 分次加入 100ml 0.01mol/L CaCl_2 溶液, 经 5 小时平衡后, 抽真空排水。然后加入 25ml Hoagland 营养液, 经不同的培养时间后, 施以 10 秒钟以上的 0.08MPa 真空, 直至肉眼看不见淋溶液渗出为止。培养室底部的淋溶液经虹吸管吸出, 加水定容至 200ml, 其分样低温储存等待分析。厌气土壤样品在进行试验时, 先用 N_2 气加压除去土样中的水分, 完成淋溶试验后, 土样重新放回注水的罐中继续培养至下一个淋溶试验期。

各种分解模型均能用于拟合连续矿化结果。一级指数分解方程描述氮好气矿化, 一般表示为:

$$X_t = X_0 e^{-kt}$$

式中 X_t 是 t 时间累计释放的 C、N 量; X_0 是总库量或易矿化的 C、N 量; k 为瞬时释放速率。不符合上述模型的数据可用其修正模型:

$$X_t = (X_1 e^{-kt}) + \beta t$$

式中 X_t 是 t 时间累计释放的 C、N 量; X_1 为活性 C、N 库, 其释放速率为 k , β 为抗分解组分的释放速率。此方程描述活性组分的初始指数分解过程, 以及随后抗分解组分的线性分解过程。若整个培养过程中矿化速率保持稳定, 则可用线性方程拟合数据:

$$X_t = \delta t + b$$

式中 X_t 是 t 时间累计释放的 C、N 量; δ 是释放速率常数, b 是截距。

上述的土壤厌气培养方法, 结合好气培养试验, 可以测定土壤 C、N 的长期矿化动态, 以及环境条件变异和基质特性与它们的关系。而且, 此法似能够应用于测定任何水溶性养分的矿化动态。

2.3 土壤生物活性有机氮测定

土壤活性有机氮有三种表示方法: 微生物生物量氮 (MBN)、潜在可矿化氮 (PMN) 和通过同位素稀释法测定的土壤活性有机氮 (ASN)。MBN 是指通过 CHCl_3 熏蒸法测定的 N, 包括了样品中所有的生物, 主要是微生物 N, 还有少量的微动物 N。ASN 是指参与土壤中生物氮循环过程的 N, 它依赖于微生物将外源 ^{15}N 导入 ASN 库直至达到同位素平衡的活性, 所以同位素稀释法是测定活性非生物量 N 及固定过程中的微生物生物量 N。PMN 是在实验室培育试验中测定的土壤矿化氮, 可能包括整个活性非生物量 N 以及部分取样时的土壤微生物 N, 然后用数学方法 (常用一级动力学方程) 拟合 N 库的大小和分解速率常数。样品处理和测定过程有可能使某些稳定态的 N 转化成活性 N, 因此 PMN 和 ASN 测定中都可能包含了部分未知的稳定态 $\text{N}^{[1]}$ 。

2.3.1 微生物生物量氮

直接观测和测定基质呼吸量可选择性地测定土壤细菌和真菌; ATP 水平测定、 CHCl_3 熏蒸培养及 CHCl_3 熏蒸提取法都能测定较大范围的生物, 但只有熏蒸法比较容易测定微生物生物量氮。虽然熏蒸法被广泛应用, 但在精确性、重复性和适用性方面仍然存在问题。其中心问题是在由矿化 N 或提取 N 计算 MBN 时, 如何选择换算系数 (k_N)。因为熏蒸培养中的土壤矿化 N 量依赖于微生物基质的 C/N 比, 而不同土壤这一比值变化很大。Voroney 和 Paul 利用矿化 C 和矿化 N 的比值计算 k_N ; Brookes 等建立了一个熏蒸提取法, 避免了培养, 但 k_N 的测定依赖于对熏蒸培养的校正。其次熏蒸法的化学或生物学条件没有统一, 包括方法的 pH 缓冲条件、是否加入无机养分和接种标准化的微生物群落等。由于测定的误差以及转换系数 k_N 不统一, 以往文献中的数据很难比较。最后熏蒸法测定结果的适用性也是一个问题。熏蒸法假设杀死活性和非活性的微生物, 测得的是总的微生物生物量 N, 其中的一部分可能是非活性的。当研究 MBN 在时间上的变化时, 更合适的指标是活性微生物生物量的大小和活性, 而研究土壤整体 N 转化和储存能力时才需要全部微生物生物量。

2.3.2 潜在可矿化氮

此法由 Stanford 和 Smith (1972) 建立, 此后大多数工作集中在 PMN 库及相关动力学参数的数学估测上。Stanford 和 Smith 最初工作表明, 39 种土壤培育 32 周后, 土壤 PMN 库中有 80% 矿化出来。其他研究者经常采用短期培养法估计 PMN 及速率常数, 但该法在选择高 PMN——低 k 和低 PMN——高 k 的组合上比较困难。另外, 样品处理 (包括干燥、过筛、风干、冷冻等) 对有机氮的矿化影响很大, 新近 PMN 的测定已不用风干土。另一个问题是长期实验室培养能否充分代表田间出现的情况, 能否得到实际可用的结果, 田间条件下控制矿化的因素包括温度、水分及耕作等, 实验室培养不可能完全符合, 室内长期培养还会对微生物群落产生影响。PMN 可用于预测田间条件下土壤氮素的矿化, 这种短期培育法作为土壤测定仍嫌不太实用。在田间条件下对 PMN 研究较少, 有些结果对土壤氮素的矿化估计过高。主要原因可能是土样风干处理时产生了一个田间条件下不存在的可矿化氮库, 并提高了矿化速率; 其次可能是没有充分修正水分及温度条件的影响。

2.3.3 同位素稀释法测定的活性土壤氮

最近 Duxbury 等在 Jansson 的早期工作基础上建立了 ASN 法。首先将一定数量的 $^{15}\text{NH}_4^+$ 输入土壤氮循环, 刺激微生物的活性, 使得外源 ^{15}N 与土壤活性氮库混和直至达到同位素平衡。这时, 测定 NH_4^+ 库中的 ^{15}N 丰度, 然后利用同位素稀释方程计算 ASN 库 (x) 的大小:

$$N_e (^{15}\text{N 原子}\%) = \frac{x (0.366) + y (\text{加入 } \text{NH}_4^+ \text{ 中 } ^{15}\text{N 原子}\%)}{x + y}$$

式中 N_e 是平衡时实测的 NH_4^+ 库中的 ^{15}N 量, y 是外加的 $^{15}\text{NH}_4^+$ 量。ASN 的实测量随培养时间而增加, 因此 ASN 是由操作方法所定义的。不同研究者对同位素平衡时间的看法不同, 他们依据各自的特殊目的选择不同的培养时间。ASN 法的一个重要特点是外加氮源对微生物混和同位素过程的刺激作用不会干扰 ASN 库量的计算, 而且土样的过筛处理也没有影响, 但是 ASN 的测定受到风干和干湿交替等样品处理方式的影响。

3 土地利用和管理对土壤质量碳氮指标的影响

3.1 耕作方式

可矿化碳和颗粒状有机碳 (POM-C, $>53\mu\text{m}$) 是反映管理方式对土壤有机质影响的最

为敏感的指标。在北美玉米种植地区的试验表明,与常规耕作相比较,免耕通常增加了表层(0—20cm)土壤中颗粒状有机质和可矿化碳的数量,这可能与活性碳组分的增加有关。一般情况下,随着耕作的减少和氮施用量的增加,表层土壤的平均有机质含量将提高,但不同试验点提高的幅度不同。

在北美大平原地区,中耕土壤(残茬覆盖和裸土休闲)中碳的损失量很大。但在内布拉斯加州 Sidney 的非耕作土壤上,20 多年来一直采取免耕管理,土壤有机碳总量至今仍然与原始的草地土壤相当。在阿克隆(Akron)的退化土壤(耕垦时间约 60 年)中,免耕处理的土壤碳水平与残茬覆盖处理相当,均远远低于原始草地土壤。在 3 个持续了 50 年的草地试验中,有 2 个草地的土壤碳水平几乎恢复到其初始水平。

不同耕作处理之间最大的差异体现在原始植被土壤与耕作土壤之间。由于玉米种植区土壤水分条件较好,初级生产力较大,土壤碳的进入量也较大,因此,其土壤有机碳含量较大平原地区的高。然而,两地的土壤活性碳组分(CHCl_3 熏蒸提取法测定)的库量相当,这说明与玉米种植区土壤相比较,大平原地区土壤中的生物活性碳在总碳库中所占的比例较大^[4]。

3.2 作物残留物的管理方式

作物收获后为了减少病害往往焚烧作物秸秆,而其中含有大量的有机碳和有机氮,这是缓释肥料的一种免费来源。因此,采取相应的农作体系,如保留作物秸秆和残茬,少、免耕及轮作豆科等,可以通过提高土壤有机质水平及活性 C、N 库量,改善土壤养分的供应能力,从而比较经济地达到生态的长期持续性。

为此, Gupta 等在澳大利亚研究了禾本科作物连作和禾本科—豆科作物轮作系统中作物残留物的管理方式对土壤有机质和 C、N 有效性的影响,3 种处理分别是秸秆(包括残茬)还田、秸秆焚烧移出和秸秆焚烧还田。结果表明,禾本科—豆科作物(羽扇豆, Lupins)轮作系统中,土壤总 C 和总 N 库较单一禾本科作物连作系统的高,然而,此系统中土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 积累趋势增加,可能导致土壤净酸度的增加,而引起系统的退化。颗粒状有机质(POM)中 C、N 水平受残留物质总 C/N 比的影响,在禾本科—豆科轮作系统的秸秆还田处理中, POM-C 含量较禾本科连作系统的秸秆焚烧移出处理增加了 30%。在禾本科作物连作区,秸秆还田处理中 POM-C 和 POM-N 占土壤总 C、N 的比例较秸秆焚烧移出处理要低。

在禾本科作物连作系统的秸秆还田处理中,潜在可矿化氮随时间显著增加,但其增幅较禾本科—豆科轮作系统中的相同处理低,后者残留物的 C/N 比较前者低。土壤矿化氮的增加,可能与以作物残留物为能源的微生物的固氮作用有关。长期秸秆还田(>7 年)可使土壤潜在可矿化碳增加 14—63%,而在此之前,其土壤潜在可矿化碳水平与秸秆焚烧移出处理相近。

只有在长期秸秆还田(>7 年)的处理中,土壤微生物生物量 C(CHCl_3 熏蒸法培养法测定)才明显增加,微生物生物量的 C/N 比也有所增加,特别是在施用低 C/N 比残留物的轮作系统中。在禾本科作物秸秆还田处理中,7 年后微生物活性(CO_2 代谢商)增加了 42%;而在轮作豆科时,却降低了 32%。

总之,秸秆还田处理与秸秆焚烧移出处理相比,土壤总 C、N 库中的活性可矿化 C、N 库明显增加。秸秆还田对禾本科连作系统中可矿化 C、N 的增加较禾本科—豆科轮作系统明

显。微生物生物量的大小与其活性之间存在相反的关系,这主要取决于施入残留物的性质。持续归还高 C/N 比的禾本科作物秸秆将增加土壤微生物的活性,但不增加微生物的生物量。活性增加促进了 POM 和作物秸秆活性部分的快速分解和周转。在禾本科—豆科轮作系统中,豆科 N 的输入使得微生物生物量增加,但其活性降低,导致 POM 的积累。这说明固定无机氮以保持相对较大的生物量库,会导致可矿化活性组分的减少^[5]。

3.3 种草方式

Rice 和 Garcia 研究了堪萨斯州 Konza 大草原中种草方式对土壤中生物活性碳氮库的影响。试验设置了三级处理,第一级为烧草处理(每年烧一次与不烧),第二级为割草处理(每年割一次与不割),第三级施氮肥处理(施与不施)。

经 6 年连续烧草和施氮肥后,土壤碳氮库量并没有显著变化。烧草使土壤总有机碳(TOC)趋于下降,但似乎没有影响到总有机氮(TON)。施氮后,土壤 TOC 仅在不烧草处理中趋于增加,而土壤 TON 在烧草处理中均趋于增加。土壤微生物生物量碳和氮(MBC 和 MBN)很不稳定并且受烧草和施氮的显著影响。烧草处理与不烧草处理相比,前者增加了 MBC 和 MBN,但施氮后,两种处理中 MBC 和 MBN 保持在同一水平。

土壤可矿化碳(PMC)、可矿化氮(PMN)及其矿化速率分别用一级动力学方程和混合型动力学方程模拟计算:

$$C_m = PMC [1 - \exp(-kt)]$$

$$N_m = PMN [1 - \exp(-k_1t - k_2t^2/2)]$$

式中, C_m 和 N_m 分别是 t 时间的矿化 C 和 N; k 、 k_1 、 k_2 分别是土壤 C 和 N 的矿化速率。试验结果表明,烧草还可使 PMC 和 PMN 的数量增加,但对土壤碳矿化常数没有显著影响。在烧草处理中,施氮条件下 N 矿化的一级常数显著高于不施氮处理,说明施氮肥促进了 PMN 在土壤中转化的。在不烧草处理中,土壤 N 的二级转化常数显著低于烧草处理中的值,这可能说明在不烧草的草原土壤中, N 的初始固持量较高。

施氮使土壤中非微生物活性碳(NBA-C)和氮(NBA-N)趋于减少,尤其是在不烧草处理中,而且施氮使不烧草处理中土壤的稳定性 C 库趋于增加。在烧草处理中土壤的 NBA-C 较不烧草处理的多,并且在 TOC 中所占的比例也较大,但是烧草处理中土壤的稳态有机碳(SOC)和氮(SON)数量趋于减少。总之,烧草可能使土壤中的稳定性碳氮库量减少,而活性碳氮库量增加^[6]。

3.4 轮作方式

Campbell 等的研究表明,随着土壤为植被连续覆盖程度的增加,土壤微生物生物量氮(MBN)一般也增高。在小麦—绿肥和小麦—牧草轮作系统中,土壤 MBN 的水平较高,而单作小麦系统中的 MBN 则较低,这表明改进后的谷类生产系统将会提高土壤的质量。McGill 等的结果也说明了这一点,他们发现作物生长季节中 MBN 的变化较大,小麦—燕麦—大麦—牧草—牧草轮作制与小麦—休闲轮作制相比,前者牧草季节土壤的平均 MBN 水平高于后者任一个时期的值,但在谷类作物生长季节,两者的平均 MBN 水平相近。洛桑试验站的研究发现,在小麦和牧草连作系统中,土壤 MBN 和 MBC 在一年中的不同季节变化较大,小麦系统中 MBN 的波动幅度为 50 公斤 N/公顷,而牧草系统中 9 月分 MBN 下降了 100 公斤 N/公顷,但总体上看,牧草地中土壤 MBN 水平比小麦地高^[1]。

(下转第 184 页)

水肥容量小, 保水保肥能力差, 加上淋溶强烈, 肥力低。为此要采取深耕改土, 大力发展绿肥生产, 推广作物秸秆还田、还地, 增加对土地的投入; 根据不同土壤的类型, 不同区域制定具体的改良措施, 大力推广配方施肥, 适量种植豆类等养地作物, 为作物创造一个水、肥、气、热相协调的生长环境。

(4) 依靠科技进步, 大力推广农业技术

柳江农业属于资源约束型, 靠不断大量利用资源, 大量投入物资来提高生产水平, 是有限的和困难的。为此, 必须进一步加强农业科研工作; 增加农业科研经费, 改善科研条件, 激发科技人员积极性, 多出成果; 大力开展农业技术推广, 使之转化为真正的生产力; 加强农村教育, 不断提高农民文化, 科技素质, 全面向技术型农业转化。

参 考 文 献

- [1] 任美镔、包浩生主编, 中国自然区域及其开发整治, 科学出版社, 1992, 第 78—90 页。
- [2] 程鸿、章铭南主编, 西南地区国土资源综合考察和发展战略研究, 科学出版社, 1990。
- [3] 李仲明主编, 西南农业发展与战略研究, 科学出版社, 1991。

(上接第 175 页)

参 考 文 献

- [1] Duxbury, J. M. and S. V. Nkambule, in: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, 125 - 146, Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1994.
- [2] Molina, J. A. E. et al., in: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, 169 - 177, Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1994.
- [3] Updegraff, K., et al., in: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, 209 - 219, Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1994.
- [4] Elliott, E. T., et al., in: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, 179 - 191, Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1994.
- [5] Gupta, V. V. S. R., et al., in: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, 193 - 200, Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1994.
- [6] Rice, C. W. and F. O. Garcia, in: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, 201 - 208, Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1994.