

Article

https://doi.org/10.7745/KJSSF.2018.51.3.306
pISSN : 0367-6315 eISSN : 2288-2162

Comparison of Different Approaches on Determining Nitrogen Balance in a Lowland Paddy Soil

Hyun-Hwoi Ku^{1,2,3*}¹Crop and Environmental Sciences Division, International Rice Research Institute, Los Baños, Laguna, Philippines²Farming Systems and Soil Resources Institute, Agricultural Systems Cluster, College of Agriculture, University of the Philippines at Los Baños, Los Baños, Laguna, Philippines³Climate Change Research Center, Han-Kyong National University, 327 Jungang-ro, Anseong-si, Gyeonggi-do 17579, Korea

*Corresponding author: seanku@hknu.ac.kr

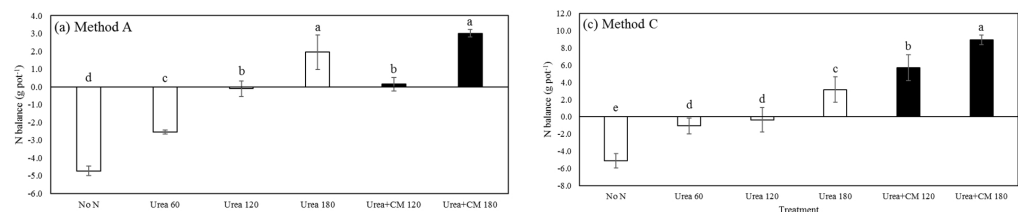
ABSTRACT

Received: August 14, 2018

Revised: August 29, 2018

Accepted: August 31, 2018

Nitrogen (N) balance is a key indicator assessing a degree of soil fertility and N loading by accounting input minus output N in agro-ecosystem. However, a recent approach on determining N balance has been evaluated regarding a change in soil N stock for continuing crop cultivation. To describe an assessment method on N balance, this study was conducted with three different methods, Method A (Input N – Output N (crop N removal+Loss N) = N surplus or deficit), Method B (Input N – Output N (crop N removal+Loss N + Δ soil total N) = N surplus or deficit), and Method C (Input N – Output N (crop N removal+Loss N) + Δ soil total N = N surplus or deficit). Four levels (0, 60, 120, and 180 kg N ha⁻¹) of N from urea and two levels (120 and 180 kg ha⁻¹) of N from combination of urea and CM (Urea:Cattle Manure = 60:60 and 60:120) were applied in a lowland paddy soil. Results showed that Method B indicated all negative N values regardless the sources and rates of N application, while Method A and C described different N balance values in the given N applications. Using Method A, a response of N balance to urea applications (0, 60, 120, and 180 kg N ha⁻¹) was linearly increased. The values of N balance were negative at 0 and 60 kg N ha⁻¹, while it was close to zero at 120 kg N ha⁻¹ and showed the higher value at 180 kg N ha⁻¹, respectively. Similarly, the combined N applications at 120 and 180 kg N ha⁻¹ showed similar N balance values. Meanwhile, Method C indicated different N balance values at the combined N applications, showing significantly higher N balance values at 120 kg N ha⁻¹ and the more value at 180 kg N ha⁻¹, as compared with Method A. The difference was attributed to the soil N stock considering as count factor in determination of N balance. Thus, the study recommended Method C when evaluating both of soil fertility and N loading in crop cultivation field.

Keywords: Nitrogen balance, Nitrogen surplus, Soil total nitrogen, Nitrogen loading, Rice paddy

A response of N balance to urea applications (0, 60, 120, and 180 kg N ha⁻¹) was linearly increased using Method A and C. However, the difference values of N balance between the method A and C in the combined N applications (Urea+CM 120 and 180 kg N ha⁻¹) were attributed to the change of soil N as considering independent factor for method C.



Introduction

질소수지 (N balance or N budget)는 일정한 경계를 조건으로 질소유입과 유출의 수지를 정량적으로 분석하는 기법으로 농업생태계 질소순환을 이해하는 유용한 방법이다. 질소수지 분석은 토지, 토양, 또는 농장경계에서 유입질소의 총계와 유출질소의 총계의 차이로 질소 거동 (behavior)을 분석하여 농축산물 생산성 및 환경오염 정도를 동시에 평가하는 지표로 사용되고 있다 (Høyås, et al., 1997; Oomen, et al., 1998). 일반적으로, 농경지에서 질소수지 평가는 단순히 농경지로 유입되는 질소 (작물잔사, 가축분퇴액비, 무기질 및 유기질 비료, 생물학적 고정 및 관개수)에서 농경지로부터 유출되는 질소 (작물에 의한 흡수, 용탈, 유거, 암모니아 휘발, 탈질 및 토양 침식)의 수지 (잉여, 부족)로 산정하고 있는데, 최근 보고된 질소수지 산출방법은 질소 유입에서 유출 (작물이 흡수한 질소량)의 차이가 환경부하 (N surplus)로 해석하는 방법을 채택하고 있다 (Eurostat, 2013).

OECD의 보고자료에 의하면 (OECD, 2001), 국가별 주요 질소수지는 단순히 유입질소 (유기태 및 무기태 비료 시비, 생물학적 질소 고정, 대기 강하물)에서 유출 질소 (농산물생산, 조사료)의 수지로 산출하는 방법으로서 잉여 질소 양분 (토양 중 잔존 질소)을 잠재적 환경 유출로 간주하고 있다. Leip, et al. (2011)는 질소수지 산출방법으로 농장 (Farm)과 토지 (Land) 및 토양 (Soil)을 경계로 세부적인 질소유입 및 유출 인자를 제시하여 평가하였다. 농장경계는 농장의 울타리가 경계조건이 되며 가축과 작물 생산량을 유출인자로, 토양잔존 총질소, 유거, 용탈, 가스배출량을 잉여양분으로 구분하였다. 토지경계는 국가 전체의 토지가 경계가 되므로 국가의 지형경계가 기준이 되며 작물과 조사료 생산량을 유출인자로 잉여양분은 농장 경계조건과 같다. 토양경계는 농업활동이 가능한 경작지를 경계조건으로 설정하였으며 작물과 조사료 생산량 및 토양잔존 총 질소량을 유출인자로, 유거, 용탈, 가스 배출량을 잉여양분으로 구분하였다. 한편, 윤 등 (2016)은 지역단위 양분부하 (질소, 인)와 수지 분석모형을 제시하였는데, 질소부하 분석모형은 농경지에서 작물이 필요로 하는 질소요구량에 대한 작물의 질소흡수량과 투입부하수준을 산출하고; 질소수지 분석은 농경지 질소순환, 즉 투입질소, 생물학적 고정, 대기 침착, 작물흡수, 유거, 유출, 토양잔존 질소량을 포함하는 모형을 제시하였다.

현재까지 제시된 국내의 질소수지 (유입질소와 유출질소 차이)는 국가 또는 지역 단위별 각 경계조건에서 일년 단위로 산출하여 투입량에 따른 가축, 작물 및 조사료 생산성과 환경부하 정도를 평가하고 있다. 그러나, 매년 영농활동이 이루어지는 농경지에서 토양잔존 총질소 함량은 농경지의 토양비옥도 평가에 있어서 주요 지표로 활용되고 있음에도 불구하고 질소수지 평가 시 잠재적 환경부하로 분류하고 있다. Ladha, et al. (2016)는 농경지에서 작물 재배 전/후 토양잔존 총질소를 고려하여 주요 식량작물 재배지에서 질소수지를 평가한 바 있고, 토양잔존 총질소 함량은 매년 1작 또는 2작의 농경지에서 후작물 시비량 산정에 영향을 주는 주요 계수로 평가하고 있다. 더구나, 국내 작물별 시비량 산정은 토양 유기물함량을 고려한 방법을 추천하고 있다 (농촌진흥청, 1999). 작물생산성 증진을 위해 시비되는 질소는 시비방법 (유기질과 무기질 비료)에 따라 토양 유기물함량 증감에 기여하는데, 유기질비료와 무기질비료를 혼합하여 시비된 처리구가 무기질비료만 시비된 처리구보다 토양 유기물 및 토양잔존 총질소 함량을 증가시켜 작물의 질소이용효율을 유의적으로 증진시킨다는 연구결과가 확인된 바 있다 (Conacher and Conacher, 1998; Ku, et al., 2016; Sainju, 2017; Xu, et al., 2008). 상기 연구결과에서 유추 할 수 있는 것은 유기물 혼용 시비가 무기질비료만 시비된 처리구보다 재배 후 토양잔존 총질소 함량을 증가시켜 환경 유출량을 경감시키고 후작물 질소 흡수에 기여할 것으로 판단된다. 따라서, 매년 영농활동이 이루어지는 농경지에서 질소수지는 유입 및 유출되는 질소와 작물 재배 전과 수확 후에 변화하는 토양 총 질소를 고려하여 평가하는 것이 필요하다. 따라서, 본 연구의 목적은 질소수지 평가에

있어 유입과 유출질소의 차이로 산정된 질소수지 산출방법과 토양잔존 총질소를 독립 인자로 고려한 산출 방법 간의 차이를 평가하는 것이다.

Materials and Method

포트 실험 벼 포트 실험은 2013년 5월 29일부터 10월 3일까지 국제미작연구소 (International Rice Research Institute) 내 유리온실에서 수행되었다. 포트는 원통형 플라스틱으로 직경 530-mm 및 높이 700-mm로 총 부피가 138L이며, 포트 시험에 사용된 토양은 국제미작연구소 실험 포장에서 수거한 담수상태의 논토양을 사용하였다. 시험 전 분석에 사용된 토양은 각각의 포트에 채워진 토양을 벼 이앙 하루 전 깊이 300-mm까지 채취하고 혼합, 건조, 분쇄 시킨 후 2-mm체를 통과한 시료를 분석에 사용하였다. 토양산도 (pH)는 6.4, 전기전도도 (EC)는 0.42 dS m^{-1} , 양이온 치환용량 (CEC)은 $37.1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, 총 질소 함량 (total nitrogen)은 0.11%, 총 유기탄소 함량 (total organic carbon)은 1.16 %이었다 (Table 1).

Table 1. Physical and chemical properties of soil used in the pot experiment.

pH	EC	CEC	Total nitrogen	Total organic carbon	Clay	Sand	Silt
(1:1)	(dS m^{-1})	($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
6.4	0.42	37.1	0.11	1.16	40	26	33

EC: electrical conductivity; CEC: cation exchangeable capacity.

포트에 시비된 질소원은 요소 (urea)와 우분 (CM, cattle manure)이었으며, 요소의 시비수준은 0, 60, 120, 180 kg N ha^{-1} 이었고, 요소와 우분을 혼합한 시비수준은 각각 120 (urea 60 kg N ha^{-1} , CM 60 kg N ha^{-1}) 및 180 (urea 60 kg N ha^{-1} , CM 120 kg N ha^{-1}) 이었다 (Table 2). 건조된 우분은 모 이앙 하루 전에 토양과 혼합하였으며, 혼합 깊이는 0-30cm 이었다. 요소는 3번 분시하였으며, 모 이앙 하루 전 (20%), 이앙 후 29일 (30%), 이앙 후 60일 (50%)에 표층 시비하였다. 인산 (P)과 가리 (K)의 시비량은 각각 30 kg ha^{-1} 이며 전량 기비로 시비하였다.

Table 2. The sources and rates of N used in the pot experiment.

Treatments	Fertilizer		Amounts of N (g pot^{-1})
	Urea (N kg ha^{-1})	CM [†] (N kg ha^{-1})	
No N	0	-	0
Urea 60	60	-	2.94
Urea 120	120	-	5.88
Urea 180	180	-	8.82
Urea+CM 120	60	60	5.88
Urea+CM 180	60	120	8.82

[†]CM (cattle manure); amendment was applied based on N contents (1.38% by dry-weight basis).

1) P and K fertilizer in each treatment were applied at 30 kg ha^{-1} .

2) The amounts of fertilizer N (Urea) were calculated based on area basis.

벼의 품종은 PSB Rc-18 (*Oryza sativa* L.)이며, 15일동안 육묘한 모를 포트당 4주 (3-4본/주)씩 손으로 이앙하였다. 물관리는 토양표면에서 50 mm 높이로 상시 담수하였으며, 담수 높이가 토양 표면 아래도 내려가지 않도록 주 2-3 회 물을 관개하였고 물관리는 벼 수확 2주일 전까지 지속되었다. 실험은 완전임의배치 4반복으로 수행되었다.

질소 분석 벼 수확 후 지상부(알곡+잎+줄기)는 1주일 동안 70°C에서 건조 후 분쇄와 혼합과정을 거쳐 총질소 분석에 사용되었다. 토양은 처리별 시험 전과 후에 30 cm 깊이로 채취하여 3일간 건조기 (105°C)에서 건조시킨 후 분쇄하고 2 mm 체를 통과한 시료를 총질소 분석에 사용하였다. 총질소는 켈달 증류법으로 분석하였으며 (Bremner, et al., 1996). 처리별 모든 시료는 3반복으로 분석하였다.

유입 및 유출 질소 유입질소 (Input N)는 요소 (Urea 0, 60, 120, 180 kg N ha⁻¹)와 혼합 질소 (Urea+CM 120, 180 kg N ha⁻¹)의 시비량으로 산정하였으며, 포트에 처리한 시비량은 Table 1과 같다. 관개수에 함유된 질소, 생물학적 질소 고정, 및 대기 질소 침착은 “0”으로 간주하였다.

유출질소 (Output N)는 수확 후 벼의 질소 흡수량과 벼 재배기간 유출된 질소 (용탈과 탈질)로 산정하였으며, 본 실험 조건상 유거 질소는 배제하였다. 벼 수확 후, 총 흡수된 질소를 산정하기 위해서 단위면적당 지상부의 건조중을 측정하고 질소함량을 분석하여 단위면적당 작물이 흡수한 평균 질소량을 식 (1)에 따라 산정하였다.

$$N_{Cropuptake} = TN_{aboveground} \times \frac{Aboveground\ dry\ weight}{pot} \quad (1)$$

여기서, $N_{Cropuptake}$ 는 단위면적당 지상부 작물의 질소 흡수량 (g pot⁻¹), $TN_{aboveground}$ 는 지상부의 총 질소 함량 (%), $TN_{aboveground}$ 는 포트당 지상부 건조중 (g pot⁻¹)이다.

벼 재배기간 환경으로의 질소 유출량 (용탈과 탈질)은 무처리구 대비 시비구에서 유출된 질소를 식 (2), (3), 및 (4)를 이용하여 산정하였다. 식 (2)는 무처리구 대비 질소비료가 시비된 토양에서 작물의 질소흡수량, 식 (3)에서는 수확 전과 후의 토양잔존 총질소 변화량, 식 (4)에서는 토양에 시비된 질소량에서 작물이 흡수한 질소량과 토양잔존 총질소 변화량의 차이로 질소 유출량을 산출하였다.

$$NUE = \frac{U_N - U_0}{N_A} \quad (2)$$

$$N_{\Delta soilN} = N_{TN(final)} - N_{TN(initial)} \quad (3)$$

$$N_{LossN} = [N_A \times (1 - NUE)] - N_{\Delta soilN} \quad (4)$$

여기서, NUE 는 질소이용효율 (g g⁻¹), U_N 와 U_0 는 시비구와 무비구의 작물 질소 흡수량 (g pot⁻¹), N_A 는 시비량 (g pot⁻¹), N_{LossN} 는 환경으로의 질소 유출량 (g pot⁻¹), $N_{\Delta soilN}$ 는 토양질소 변화량 (g pot⁻¹), $N_{TN(final)}$ 는 벼 수확 후 토양잔존 총질소 함량 (g pot⁻¹), $N_{TN(initial)}$ 은 벼 재배 전 토양잔존 총질소 함량 (g pot⁻¹)이다.

질소수지 접근방법 본 연구에 적용된 질소수지 산출방법은 Table 3와 같다. Method A는 토지, 농장, 토양 통합 경계조건에서 시비량을 유입 질소 (Input N)로 산정하였으며, 벼의 질소 흡수량과 환경으로의 질소 유출량을 유출 질소 (Output N)로 산정하여 질소 수지를 산출하였다. Method B는 토양경계조건에서 시비량을 유입질소로 산정하고, 벼의 질소 흡수량과 환경으로의 질소 유출량 및 토양잔존 총질소 변화량 (Δ Soil N)을 유출로 질소수지를 산출하였다. Method C는 농업생태계 내 물질순환의 기본 원리 (Input N - Output N = Δ Soil total N)를 변형하여 작물재배 전과 후 토양잔존 총질소 변화량을 독립적 인자로 고려하여 질소 유입 (시비량)에서 유출 (작물의 질소 흡수와 환경으로의 질소 유출)량과 재배 전과 후의 토양잔존 총질소 변화량을 평가 인자로 고려하여 수지를 산출하였다. 여기서, 산출 값이 음 (-)이면 질소 결핍; 영 (0)이면 이상적 질소순환; 양 (+)이면 잉여질소로서 토양비옥도 증진 또는 잠재적 질소부하로 평가하였다.

Table 3. Method approaches for determining N balance.

Approach	N balance	Boundary	Cited reference
Method A	Input N-Output N(Crop N removal+Loss N)	Farm	Leip, et al. (2011)
Method B	Input N-Output N(Crop N removal+Loss N+ Δ Soil N)	Soil	Leip, et al. (2011)
Method C	Input N-Output N(Crop N removal+Loss N) $\pm\Delta$ Soil N	Soil	Ladha, et al. (2016)

통계 분석 본 연구는 완전임의 배치 4반복으로 유리온실에서 수행되었으며, 통계처리는 벼 지상부 질소 흡수량 (Rice N uptake), 질소이용효율 (NUE), 시험 전과 후 깊이 300mm까지의 토양 총 질소 함량 (Δ soil total N), 질소수지 (N balance)를 Statistical Tool for Agricultural Research (STAR V. 2.0.1) 통계 프로그램을 이용하여 각 변수의 평균값을 던컨검정 (Duncan's multiple range test)으로 처리간 차이를 5% 유의수준에서 검정하였다.

Results and Discussion

벼의 질소 반응과 토양 총질소변화 수준별 질소시비량과 질소원을 달리한 벼의 지상부 질소흡수량, 질소이용효율 및 벼 재배 전과 수확 후의 토양 총질소 변화량의 차이는 Fig. 1과 같다. 벼의 지상부 총 질소 흡수량은 모든 질소 시비수준에서 무비구 (No N)보다 높았다. 무기질 비료 시비수준이 가장 높았던 시비구 (Urea 180)에서 작물의 질소 흡수량이 가장 높았지만, 질소 시비방법에 상관없이 Urea 60, 120, 및 180시비구에서 처리 간 차이가 없었다 (Fig. 1a). 반면, 질소이용효율 (NUE)은 시비방법에 따라 차이가 있었는데, 요소 시비구 (Urea 60, 120, 및 180)에서 시비 수준이 가장 낮았던 Urea 60에서 질소이용효율이 높은 경향이었지만 Urea 120 및 Urea 180과 통계적으로 차이가 없었다. 그러나, 요소와 우분이 혼용된 처리구 (Urea+CM 120과 180)는 Urea 60보다 질소이용효율이 낮았다. 혼용처리구의 질소이용효율은 시비량이 증가할수록 낮은 경향이었지만 통계적 차이는 없었다 (Fig. 1b). 한편, 벼 재배 전과 수확 후의 토양잔존 총질소 함량은 요소처리구에서 시비량이 증가할수록 증가하였으며, 우분이 시비된 처리구에서는 더 높은 토양잔존 총질소 변화량을 보였다. 더구나, 같은 시비수준 (120 및 180 kg N ha⁻¹)에서 토양잔존 총질소 함량은 각각의 요소시비구보다 혼용구에서 유의적으로 높았다 (Fig. 1c).

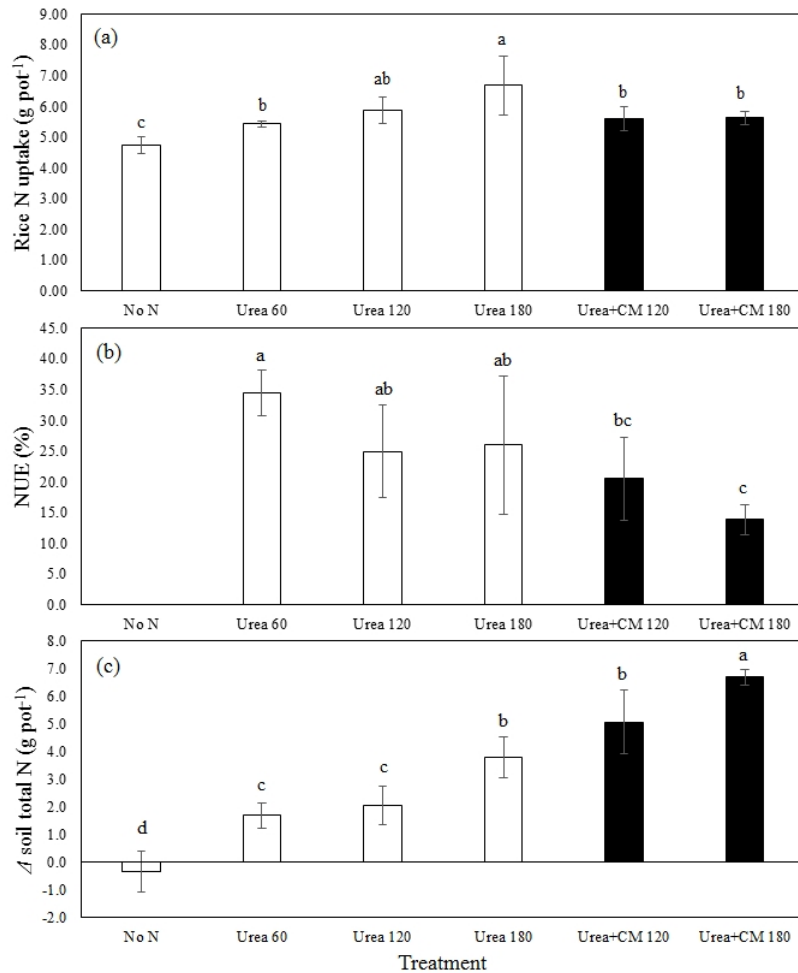


Fig. 1. Rice N uptake (a), nitrogen use efficiency (b), and Δ soil total N content (c) in the treatments (Data source from Ku, et al. (2017)).

본 실험에서 사용된 벼 품종은 PSB Rc-18이며, 최적 알곡수량 생산을 위한 질소 시비 추천량은 질소원에 상관없이 120 kg N ha^{-1} 이었다 (Ku, et al., 2017). 그러나, 벼 지상부(알곡+줄기+잎)에 누적된 질소 흡수량은 질소 시비 추천량에 상관없이 요소 시비량이 증가할수록 직선적으로 증가하는 경향이 있었다. 이러한 결과는 벼의 질소요구량을 상회하는 유효한 질소양분이 토양에 존재할 때, 알곡으로 동화되어 축적되는 질소보다 잎과 줄기에 더 많은 질소가 축적되기 때문으로 판단된다 (Marschner, 2011). 한편, 요소와 우분이 혼용된 시비구(Urea+CM 180 kg N ha^{-1})는 같은 수준의 요소 시비구보다 상대적으로 벼 지상부의 누적 질소 흡수량 및 질소이용효율이 낮은 경향이었는데, 유기질 비료가 토양에 시비되면 유기물은 미생물 생육을 증대시키는 동시에 유기물이 분해되는 과정에서 더 많은 탄소와 질소를 필요로 하여 무기화(mineralization)와 부동화(immobilization)를 촉진시킨다. 즉, 토양에 유효한 무기태 질소의 일부는 작물 흡수에 이용되지만 일부는 미생물에 의해 부동화되어 작물에 유효한 토양 무기태 질소가 혼용구에서 낮은 것으로 판단된다 (Havlin, et al., 2007). Kang and Roh (2012)의 보고에 의하면, 국내 논토양에서 유기질비료의 무기질비료 대체효과는 약 50% 정도로 평가하였다. 즉, 우분 60과 120 kg N ha^{-1} 이 토양에 시비되면 무기질비료 대체량은 30와 60 kg N ha^{-1} 되며, 나머지 질소양분은 토양 총질소 함량을 증가시키거나 환경으로 유출된다고 하였다. 이러한 논리로

유추해 보면, 혼용구의 120과 180 kg N ha⁻¹는 요소로서 90과 120 kg N ha⁻¹이 되어 작물에 유효한 질소의 함량은 같은 수준인 요소시비구보다 낮다. 이러한 결과는, 벼 수확 후 토양 깊이 30cm에서 채취한 토양잔존 총질소 변화량에서 확인할 수 있었으며, 토양잔존 총질소 변화량은 같은 시비량(N 120과 180 kg ha⁻¹)에서 요소 시비구보다 혼용구에서 더 높았다 (Fig. 1c).

질소수지 질소수지 접근방법별 산출된 방법은 Method A, B, 및 C이며 (Table 1), 세가지 방법으로 평가한 질소수지는 Fig. 2와 같다. Method A는 유입(시비량)에서 유출(벼 질소흡수량, 환경유출량)의 차이를 산출하여 수지를 평가하였다. 요소시비구에서 양의 값(+)의 질소수지를 보인 처리구는 Urea 180 kg N ha⁻¹이었다. Urea+CM 120 kg N ha⁻¹ 처리구는 양의 값을 보였지만, 음의 값(-)을 보인 Urea 120 kg N ha⁻¹ 처리구와 통계적 차이가 없었고, 마찬가지로 Urea+CM 180 kg N ha⁻¹ 처리구의 질소수지는 Urea 180 kg N ha⁻¹ 처리구와 통계적 차이가 없었다 (Fig. 2a). Method B는 작물 재배 전과 수확 후의 토양잔존 총질소 증감량을 유출질소에 포함하여 질소수지를 평가하는 방법으로서, 질소수지는 모든 처리구에서 음의 값(-)을 보였다. 처리 간 비교에서 Urea 120과 180 kg N ha⁻¹ 시비구는 무처리구(No N), Urea 60 및 Urea+CM 120보다 질소수지 값이 높아 질소결핍이 상대적으로 낮은 것으로 나타났지만 Urea+CM 180 kg N ha⁻¹와 유의적인 차이를 보이지 않았다 (Fig. 2b). Method C는 토양잔존 총질소 변화량을 독립인자로 고려하여 질소수지를 산출하는 방법으로서, 본 방법을 이용하여 산출된 질소수지는 Fig. 2c와 같다. 질소수지가 영(0)에 가까운 시비구는 Urea 120 kg N ha⁻¹ 처리구이며, No N와 Urea 60 kg N ha⁻¹에서 음의 값(-)으로 질소결핍을; Urea 180과 Urea+CM 120 및 180 kg N ha⁻¹에서 양의 값(+)으로 잉여질소가 높은 것으로 나타났다. 질소 시비방법별 우분이 혼용된 Urea+CM 120 kg N ha⁻¹의 질소수지는 Urea 120과 180 kg N ha⁻¹ 시비구보다 높았으며, 우분 시비량이 증가할수록 잠재적 잉여질소가 높은 것으로 나타났다 (Fig. 2c). 한편, 혼용구를 제외한 요소시비구에서 시비량에 대한 질소수지는 시비량이 증가할수록 증가하였고 질소수지가 “0”이 되는 시비량은 Method A에서 6.2 g N pot⁻¹ (126 kg N ha⁻¹)이었으며, Method C에서 5.4 g N pot⁻¹ (110 kg N ha⁻¹)이었다 (Fig. 3).

질소수지는 토지, 농장, 및 토양 경계조건에 따라 평가하는 방법이 상이하며, 질소수지 평가 시 유입 및 유출인자는 접근방법에 따라 구성하는 인자를 달리하여 산정한다. 일반적으로 질소수지 값이 영(0)이면 이상적 질소순환; 양(+)이면 토양 중 잔존하는 잠재적 질소부하량(대기 및 수계 유출); 음(-)의 값이면 질소 결핍으로 해석한다 (Sainju, 2017). Method A의 접근 방법은 국가 또는 지역단위 기준에서 토지, 농장, 및 토양을 통합경계로 유입질소에서 유출질소(가축, 작물, 사료, 바이오메스 생산, 및 환경 유출)의 수지를 산출하여 해당 지역의 질소부하 정도(잉여 또는 결핍)를 평가하는 방법으로 알려져 있다. Method A을 이용한 질소수지 분석 결과, No N과 Urea 60는 질소 결핍, Urea 120과 Urea+CM 120은 이상적 질소순환, Urea 180과 Urea+CM 180은 질소부하(잉여)로 평가되었다. 벼 재배 시 시비방법에 상관없이 질소수지 값이 “0”에 가까운 시비구는 Urea 120 (-0.11 g pot⁻¹)과 Urea+CM 120 (0.14 g pot⁻¹)이었다. 반면, Method C에서 질소수지가 “0”에 가까운 시비구는 Urea 120 (0.35 g pot⁻¹)이었지만, 혼용구(Urea+CM 120)의 질소수지는 5.7 g pot⁻¹으로 Method A에서 산출한 값보다 현저히 높았다. 이러한 결과는 토양잔존 총질소 변화량이 경계조건별 질소수지 접근방법에 따라 차이가 있는 것으로 판단된다. Method A는 유입질소에서 유출질소의 차이가 토양잔존 질소량으로 귀결되어 잠재적 질소부하 또는 결핍으로 평가한다. 반면, Method C는 질소수지 산정 시 토양 잔존 질소 변화량을 독립적 계수로서 포함하고 있다. 농경지의 경우, 작물 수확 후 토양잔존 질소는 후작물 질소시비량 산정에 따른 유기물 함량과 함께 토양비옥도(생산성) 평가의 지표가 된다 (Meisinger, et al., 2008;

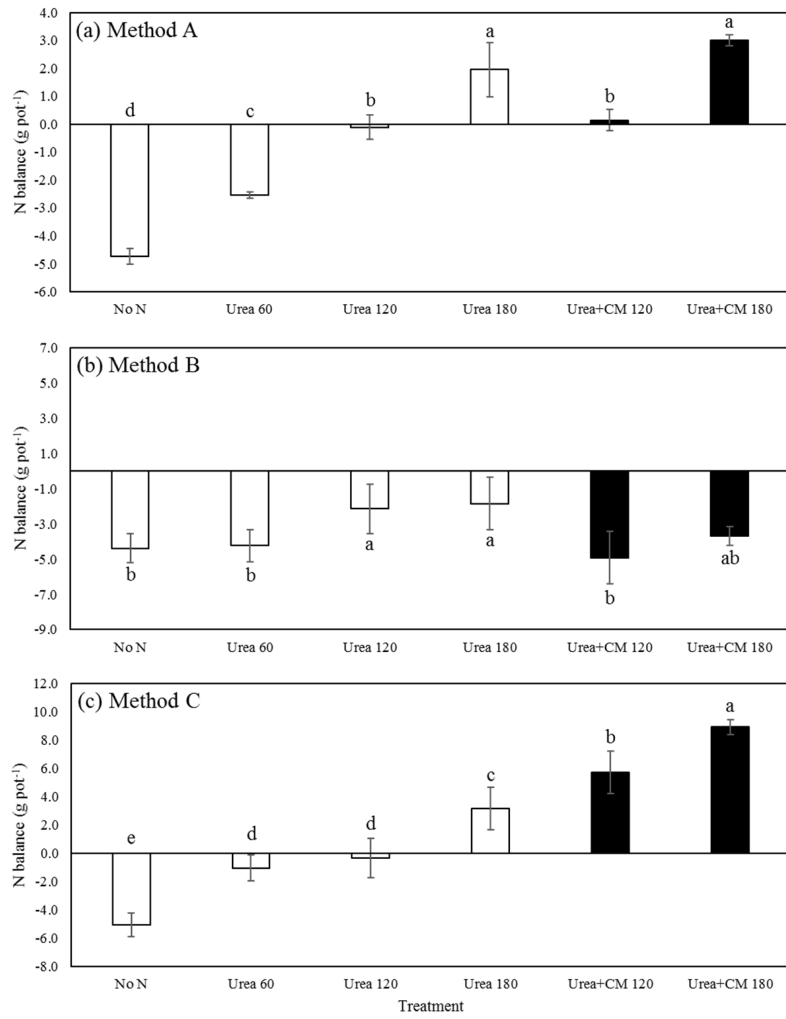


Fig. 2. Determination of N balance in the N applications using the different methods (Method A (a): Input N-Output N(Crop N removal+Loss N); Method B (b): Input N-Output N (crop N removal+Loss N+ΔSoil total N); Method C (c): Input N-Output N(Crop N removal+Loss N) ± ΔSoil total N.

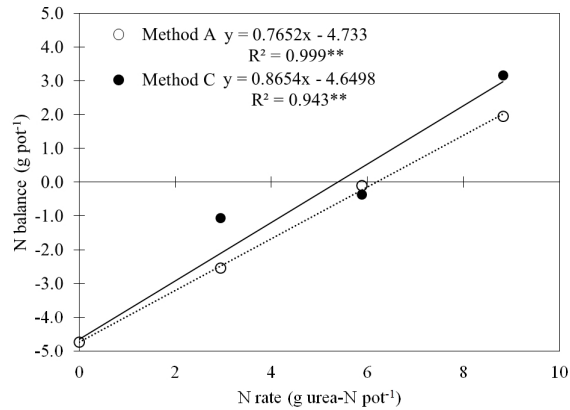


Fig. 3. Determination of urea-N rate on N balance to be 0 using the linear curves (Method A: Input N-Output N (Crop N removal+Loss N); Method C: Input N-Output N (Crop N removal+Loss N) ± ΔSoil total N.

Sainju, 2017). 상기 두 방법의 차이는 질소수지 산정방법에 따라 산출값이 잠재적 질소잉여 (Method A: 부하 또는 결핍)로 귀결하느냐 아니면 토양비옥도 (Method C)를 고려하고 있는가에 있다. 유기질과 무기질 질소비료의 혼용시비는 작물의 생산성과 토양의 비옥도를 함께 증진시킨다는 연구를 보고한 바 있으며, 혼용시비에 따라 증가되는 토양잔존 질소는 무기질비료만 시비한 농경지보다 높아서 후작물 재배 시 시비량을 경감하여도 작물 수량은 감소되지 않는다는 연구결과가 보고되었다 (Xu, et al., 2008; Yeon, et al., 2007). 따라서, 유기물이 시비된 토양에서는 비옥도가 증진되므로, 질소 수지 산정 시 Method C를 적용하는 것이 추천된다. 한편, 토양경계조건에서 적용한 Method B는 시비량에 상관없이 음 (-)의 값을 보였는데, 이러한 결과는 토양 잔존 질소 변화량이 유출질소 (환경유출) 인자로 포함되어 산정되었기 때문이다.

Conclusion

본 연구는 논토양에서 질소수지 접근방법별 차이를 비교하기 위하여 수행되었다. 시비수준과 질소원이 상이한 질소수지 (Method A와 C)는 시비량이 증가할수록 증가하는 경향이었지만, 질소 유입에서 유출의 차이로 산출되는 방법 (Method B)에서 모두 음의 값 (-)으로 질소결핍을 나타내었다. Method A의 경우, 질소수지는 Urea 와 Urea+CM 120 시비구에서 “0”에 가까운 수치 값을 보였으며, 180 kg ha⁻¹ 시비구 (요소구와 혼용구)에서 질소부하량이 높은 것으로 평가되었다. Method C에서 질소수지가 “0”이 되는 시비구는 Urea 120이며, 그 수준보다 높았던 Urea 180에서 수치 값 (+)이 증가하였고, 혼용구 (Urea+CM 120과 180)에서 더 높았다. Method A와 B를 활용한 질소수지는 작물 생산성과 질소부하량을 직접적인 지표로 평가하는데 반해, Method C는 작물이 흡수한 질소에서 토양잔존 총질소 변화량을 토양비옥도 증감효과 또는 잠재적 질소부하/결핍으로 평가할 수 있었다. 따라서, 본 연구는 매년 영농활동이 수행되는 농경지의 수확 후 토양잔존 질소는 후작물 질소시비량 결정에 주요계수로 고려되기 때문에 농경지 질소수지 산출 시 Method C방법으로 산출하는 것을 추천한다.

References

- 농촌진흥청. 1999. 작물별 시비처방기준. p152.
- 윤영만, 김창현, 구현희, 오승용, 홍종미, 윤성휘, 김창규, 이만희. 2016. 양분총량제 도입을 위한 기반조성 연구. 환경부 및 농림축산식품부 연구용역보고서. p 228.
- Bremner, J., D. Sparks, A. Page, P. Helmke, R. Loeppert, P. Soltanpour, et al. 1996. Nitrogen-total. Methods of soil analysis. Part 3-chemical methods.: 1085-1121.
- Conacher, J. and A. Conacher. 1998. Organic farming and the environment, with particular reference to Australia: a review. *Biological Agriculture & Horticulture* 16:145-171.
- Eurostat (2013). Nutrient Budgets – Methodology and Handbook. Version 1.02. Eurostat and OECD, Luxembourg.
- Havlin, J.L., S.L. Tisdale, W.L. Nelson and J.D. Beaton. 2007. Soil fertility and fertilizers Pearson education.
- Høyås, T.R., N. Vagstad, M. Bechmann and H.O. Eggestad. 1997. Nitrogen budget in the river Auli catchment: A catchment dominated by agriculture in southeastern Norway. *Ambio* (Sweden).
- Kang, C.-S. and A.-S. Roh. 2012. Fertilization efficiency of livestock manure composts as compared to chemical fertilizers for paddy rice cultivation. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer* 45:86-92.
- Ku, H.-H., K. Hayashi, R. Agbisit and G. Villegas-Pangga. 2016. Effect of rates and sources of nitrogen on rice yield,

- nitrogen efficiency, and methane emission from irrigated rice cultivation. *Archives of Agronomy and Soil Science*: 1-14.
- Ku, H.-H., K. Hayashi, R. Agbisit and G. Villegas-Pangga. 2017. Effect of rates and sources of nitrogen on rice yield, nitrogen efficiency, and methane emission from irrigated rice cultivation. *Archives of Agronomy and Soil Science* 63:1009-1022.
- Ladha, J., A. Tirol-Padre, C. Reddy, K. Cassman, S. Verma, D. Powlson, et al. 2016. Global nitrogen budgets in cereals: A 50-year assessment for maize, rice, and wheat production systems. *Scientific reports* 6:19355.
- Leip, A., W. Britz, F. Weiss and W. de Vries. 2011. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental pollution* 159:3243-3253.
- Marschner, H. 2011. *Marschner's mineral nutrition of higher plants* Academic press.
- Meisinger, J.J., F. Calderon and D. Jenkinson. 2008. Soil nitrogen budgets. *Nitrogen in agricultural systems*: 505-562.
- OECD. 2001. *Environmental Indicators for Agriculture — Volume 3: Methods and Results*, Publications Service, Paris, France.
- Oomen, G., E. Lantinga, E. Goewie and K. Van der Hoek. 1998. Mixed farming systems as a way towards a more efficient use of nitrogen in European Union agriculture. *Environmental Pollution* 102:697-704.
- Sainju, U.M. 2017. Determination of nitrogen balance in agroecosystems. *MethodsX* 4:199-208.
- Xu, M.-g., D.-C. Li, J.-M. Li, D.-Z. Qin, Y. Kazuyuki and Y. Hosen. 2008. Effects of organic manure application with chemical fertilizers on nutrient absorption and yield of rice in Hunan of Southern China. *Agricultural Sciences in China* 7:1245-1252.
- Yeon, B.-Y., H.-K. Kwak, Y.-S. Song, H.-J. Jun, H.-J. Cho and C.-H. Kim. 2007. Changes in rice yield and soil organic matter content under continued application of rice straw compost for 50 years in paddy soil. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*.